

Rapport de MASTER 2
« Environnement, Développement, Territoires et Sociétés »
Dominante « développement durable et agriculture »
Année universitaire 2010-2011

Variations spatio-temporelles de la réserve en eau du sol
disponible pour les plantes
Application au bassin du Congo



Suzanne Rabaud

Encadrants: Vincent Freycon et Valéry Gond
CIRAD, UR105

Biens et services des écosystèmes forestiers tropicaux
Campus international de Baillarguet – Montpellier

Résumés et mots clés

A l'échelle régionale, la répartition des espèces d'arbres de la forêt tropicale humide est a priori liée au climat (pluviométrie, longueur de la saison sèche), à la géologie et/ou aux propriétés des sols (fertilité chimique, réserve en eau). En Amazonie, le climat est un facteur-clé pour expliquer le patron spatial des familles d'espèces (Ter Steege *et al.* 2006). Au contraire, dans le bassin du Congo, la géologie est le facteur-clé pour expliquer la répartition spatiale de 31 espèces commerciales (Fayolle *et al.* soumis). Comme les différents substrats géologiques de cette zone conduisent à des caractéristiques chimiques des sols assez similaires, nous faisons l'hypothèse que le patron spatial des espèces est expliqué par la réserve en eau du sol disponible pour les plantes (En anglais : « Plant Available Water » ou PAW). L'utilisation d'un modèle de réserve en eau permet d'estimer les valeurs de PAW en fonction du temps (Nepstad *et al.* 2004) et au final une durée de stress hydrique subi par la plante qui correspond à une durée maximale où PAW est nul (Extrem Drought Index).

Grâce à ce modèle nous avons pu montrer que comme attendu les Arénosols ont une faible réserve en eau mais d'autres sols aussi, comme certains Ferralsols. Nous avons pu construire des cartes de réserve maximale en eau du sol et des cartes d'indices de sécheresse à l'échelle du bassin du Congo, à une résolution de 8 km et sur une période de 2000 à 2010.

Quant à la question de la répartition des espèces forestières, en particulier du paradoxe de la présence d'espèces sempervirentes sur les sols issus de grès de Carnot, il faudra de nouvelles études pour y répondre. Nos résultats ne permettent pas d'affirmer le rôle de la durée de la sécheresse du sol, au contraire il semblerait ne pas y avoir de corrélation. D'autres facteurs explicatifs sont à analyser : rôle des nappes profondes, de la profondeur d'enracinement, mais aussi de la fertilité du sol.

Mots clés : modèle de réserve en eau disponible, fonction de pédotransfert, distribution spatiale, forêt tropicale humide, Bassin de Congo

At a regional scale, the distribution of tropical rainforest tree species seems to be due to climate (rainfall, dry season length), geology and/or soil properties (chemical fertility, available water). In Amazonia, climate is the major factor to explain the spatial distribution of species families (Ter Steege *et al.* 2006). However, in the Congo Basin, geology seems to be more significant to explain the distribution of 31 commercial species (Fayolle *et al.* submitted). Since the geological substrates of the area have chemical properties quite similar, we made the assumption that the spatial pattern of species is explain by the water contained in the soil and available for plant ("Plant Available Water" or PAW). We used a water balance model to estimate temporal and spatial variations of PAW (Nepstad *et al.* 2004) and finally duration of plant water stress, when PAW is null (Extrem Drought Index).

With this model we showed that the Arenosols have a small PAW as expected but some other soils like Ferralsols have the same characteristic. We made 8km-resolution map of the maximal plant available water and of the extreme drought index over the period 2000 to 2010.

As for species distributions, and more specifically for the paradox of sempervirente species on soil from Carnot sandstone, more studies are required to answer. Our results do not permit to conclude on the contribution of soil drought duration. On the contrary, it seems that there is no correlation. Other factors have to be analyzed: water table level, roots depth, or soil fertility.

Keywords: water balance model, pédotransfert functions, spatial distribution, tropical rainforest, Congo Basin

Table des matières

RESUMES ET MOTS CLES	II
TABLE DES MATIÈRES	III
LISTE DES FIGURES	IV
LISTE DES TABLEAUX	IV
GLOSSAIRE ET LISTE DES ACRONYMES	V
1. INTRODUCTION.....	1
1.1. COMPRENDRE LA DISTRIBUTION DES ESPECES FORESTIERES	1
1.2. FACTEURS DE REPARTITION DES ESPECES SEMPERVIRENTES ET DECIDUES.....	1
1.3. DANS LE BASSIN DU CONGO : HYPOTHESE DU ROLE DE LA RESERVE EN EAU ET DE LA DUREE DE LA SAISON SECHE	4
1.4. MODELES DE RESERVE EN EAU EXISTANTS	4
1.5. OBJECTIFS DE L'ETUDE	5
2. MATERIEL ET METHODES.....	6
2.1. ZONE D'ETUDE ET ESPECES PRESENTES.....	6
2.1.1. <i>Données de couverture forestière</i>	6
2.1.2. <i>Données pédologiques</i>	7
2.1.3. <i>Données de précipitations</i>	9
2.1.4. <i>Données d'évapotranspiration</i>	12
2.2. MODELE DE RESERVE EN EAU DISPONIBLE POUR LES PLANTES (PLANT AVAILABLE WATER)	12
2.2.1. <i>Approche générale</i>	12
2.2.2. <i>Modélisation de la réserve maximale en eau disponible pour les plantes (PAW_{max})</i>	13
2.2.3. <i>Détail du modèle de réserve en eau</i>	16
2.3. VALIDATION DU MODELE.....	18
2.4. INDICES DE SECHERESSE.....	19
2.5. SENSIBILITE DU MODELE.....	19
3. RESULTATS	20
3.1. CONSTRUCTION DE LA FONCTION DE PEDOTRANSFERT ET CALCUL DE PAW_{max} DES FOSSES	20
3.2. CARTES DE PAW_{max}	20
3.4. VALIDATION DU MODELE.....	24
3.5. TESTS DE SENSIBILITE DU MODELE	25
3.6. CORRELATION ENTRE LA DISTRIBUTION DE DEUX ESPECES ET LES INDICES DE SECHERESSE.....	27
4. DISCUSSION	28
4.1. DISTRIBUTION DE LA RESERVE EN EAU MAXIMALE DISPONIBLE POUR LES PLANTES	28
4.2. DISTRIBUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DES SECHERESSES.....	28
4.3. LIMITES DU MODELE DE RESERVE EN EAU DU SOL ET AMELIORATIONS POSSIBLES DES PARAMETRES DEJA UTILISES	30
4.3.1. <i>Avantages</i>	30
4.3.2. <i>Sensibilité de PAW_{max} aux paramètres du sol</i>	30
4.3.3. <i>Confrontation aux données de terrain et sensibilité des paramètres</i>	32
4.3.4. <i>Paramètres non pris en compte</i>	32
4.4. FAIBLE IMPACT DE LA DUREE DE LA SAISON SECHE EXTREME SUR LA VEGETATION.....	33
4.4.1. <i>Faibles corrélations obtenues</i>	33
4.4.2. <i>Autres indices de teneur en eau du sol</i>	33
4.4.3. <i>Autres facteurs explicatifs de la répartition des deux espèces</i>	33
4.5. CHANGEMENT CLIMATIQUE ET SECHERESSES	34
CONCLUSION.....	35
REMERCIEMENTS.....	36
BIBLIOGRAPHIE	37

Liste des figures

Figure 1 : Relations causales entre les intrants environnementaux (gauche), le statut de l'eau dans l'arbre et ses déterminants organiques (centre et droite), et la phénologie des feuilles.	1
Figure 2 : Localisation de la zone d'étude.	1
Figure 3 : Localisation des espèces <i>Lophira alata</i> et <i>Triplochiton scleroxylon</i> dans les 64 353 parcelles des inventaires forestiers commerciaux (A. Fayolle) et carte géologique de la région.	1
Figure 4 : Carte des unités pédologiques de la zone d'étude (Harmonized World Soil Database, Fischer <i>et al.</i> 2008)	1
Figure 5 : Histogramme de la profondeur des 220 fosses utilisées pour construire la carte de PAW_{max}	1
Figure 6 : Précipitations annuelles dans la zone d'étude en mm d'eau par an, moyenne entre 2000 et 2011	1
Figure 7 : Comparaison des données météo de la région de Mbaiki	1
Figure 8 : Evolution temporelle des précipitations annuelles moyennes dans la zone, et indices d'événements climatiques mondiaux : El Niño (Multivariate ENSO Index) et North Atlantic Oscillations (NAO index).	1
Figure 9 : Schéma représentant la réserve en eau utile, d'après Chamayou & Legros 1989.	1
Figure 10 : Estimation de PAW_{max} dans les 4 fosses les plus profondes	15
Figure 11 : Schéma explicatif du modèle de réserve en eau disponible du sol.	1
Figure 12 : Calcul de $PAW_{initial}$ après dix fois l'année 2000, année d'initialisation du modèle.	1
Figure 13 : Boxplot de $PAW_{max(5m, pF2)}$ des fosses selon l'unité cartographique auxquelles elles appartiennent	1
Figure 14 : Cartes de la réserve en eau disponible pour les plantes maximum.	22
Figure 15 : Cartes d'indices de sécheresse (EDI)	1
Figure 16 : Correspondance entre les valeurs de teneur en eau mesurées et modélisées pour les deux fosses de Mbaiki (Fosse 4 et Fosse 7)	1
Figure 17 : Sensibilité du modèle aux variations d'ETP (a), de profondeur racinaire (b), et de pression choisie pour la capacité au champ (c)	1
Figure 18 : PAW en fonction du temps dans deux pixels aux profils distincts	29

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principaux facteurs explicatifs de la répartition des espèces sempervirentes et décidues et bibliographie associée (SV : espèces sempervirentes ; D : espèces décidues)	1
Tableau 2 : Exemples de modèles de réserve en eau existants	5
Tableau 3 : Données d'évapotranspiration potentielle utilisées dans le modèle de PAW, moyenne des données de Franquin (1988), Riou (1972) et moukolo (1992). Stations météorologiques : Bangui, Batouri, Bertoua, Mouloundou, Yokadouma, Impfondo, Ouesso, Berberati, Boukoko. Années variables selon les stations : entre 1931 et 1982.	12
Tableau 5 : Tableau des normes de pF utilisées pour déterminer le potentiel matriciel à la capacité au champ en fonction de la teneur en argile (d'après Bonneau 1961)	14
Tableau 6 : Coefficients (a,b,c) et étroitesse (r^2) de la fonction de pédotransfert établie avec les données des fosses du projet CoForChange). Θ = teneur en eau (massique), Ar = Argile (% massique), Sa= Sable (% massique), CO = Carbone Organique (% massique). Codes de significativité : 0 <***< 0.001 <*< 0.01 <*< 0.05	20
Tableau 6 : Test de corrélations entre les indices de sécheresse et la distribution des espèces d'arbres, coefficient de corrélation de Spearman. Codes de significativité : 0 <***< 0.001 <*< 0.01 <*< 0.05	27
Tableau 7 : Choix de modélisation et effets potentiels sur l'estimation de PAW	32

Glossaire et liste des acronymes

(Mots signalés par un astérisque)

Bioclimat : ensemble des conditions climatiques influençant les êtres vivants

ORSTOM : Office de la recherche scientifique et technique outre-mer (ex IRD)

PAW : Plant Available Water

PAW_{max} : maximum Plant Available Water

Pédoclimat : ensemble des conditions climatiques influençant un sol

pF : logarithme décimal du potentiel matriciel.

Potentiel matriciel : Energie nécessaire pour extraire la première goutte d'eau d'un sol. Il représente l'énergie avec laquelle l'eau est retenue par les forces capillaires du sol. Ce potentiel peut s'exprimer en hauteur d'eau d'ascension capillaire.

1. Introduction

1.1. Comprendre la distribution des espèces forestières

Comprendre les facteurs qui gouvernent la répartition des écosystèmes est un des challenges fondamentaux de l'écologie, de la conservation et de la gestion des forêts. Dans le cas des forêts tropicales, comprendre la répartition des espèces forestières est particulièrement compliqué à cause des multiples facteurs en interaction. La répartition des types forestiers peut ainsi être influencée par le climat, l'hydrologie, l'herbivorie, la présence humaine, les feux ou les caractéristiques du sol.

On sait depuis longtemps (Grisebach 1872) et c'est désormais confirmé par imagerie satellitaire (De Fries 2000), que les **forêts sempervirentes** (forêts dont les arbres ne perdent pas toutes leurs feuilles en même temps) dominent les forêts tropicales humides dans les régions relativement sans saisons marquées en Amérique, en Afrique, à Madagascar, en Australie et dans le Pacifique. En revanche, les zones tropicales et subtropicales avec des saisons sèches prononcées mais une faible saisonnalité thermique sont plutôt recouvertes de **forêts décidues** (forêts dont les arbres perdent leurs feuilles durant la saison sèche) et de savanes.

1.2. Facteurs de répartition des espèces sempervirentes et décidues

La phénologie des feuilles semble être contrôlée principalement par deux paramètres : la fertilité du sol et le contenu en eau de l'arbre (Givnish 2002, Aerts 1995, Figure 1). La fertilité du sol dépend de la quantité de nutriments tandis que le contenu en eau de l'arbre dépend d'un équilibre entre l'absorption d'eau par les racines et la perte d'eau par transpiration (centre de la Figure 1). Tous ces phénomènes dépendent de nombreux paramètres environnementaux (partie gauche de la Figure 1) et physiologiques (Partie droite de la Figure 1). Les écologues s'accordent généralement sur le fait que les feuilles sempervirentes offrent une saison photosynthétique potentiellement plus longue que les feuilles décidues. Elles réduisent ainsi la quantité de nutriments qui doit être absorbé chaque année à partir du sol. D'autre part, les feuilles décidues réduisent la transpiration et la respiration durant la saison sèche, et ont souvent des taux de photosynthèse par unité de masse de feuille plus élevés en compensation de la courte saison photosynthétique.

Ces avantages et inconvénients respectifs expliquent, au moins en terme qualitatif, pourquoi les forêts tropicales humides avec peu de saisonnalité de température ou de précipitations sont dominées par des arbres sempervirents ; et pourquoi les forêts subissant une sécheresse saisonnière et les savanes des tropiques sont dominées par des arbres décidus. A l'échelle mondiale cette répartition des formations végétales en fonction de patterns bioclimatiques est bien observée. En revanche à des échelles plus fines, des patterns contredisant ces modèles ont été décrits. Par exemple, en Inde, dans les forêts de la région Sorab, Bourgeon & Pascal (1986) ont montré l'existence d'îlots de forêts sempervirentes là où des peuplements décidus auraient été attendus à cause du bioclimat*. Inversement dans la région autour de Siddapur, les forêts sempervirentes sont absentes alors que les précipitations auraient pu permettre leur présence. L'analyse géomorphologique de la région montre que la nature et les propriétés des sols jouent un rôle majeur dans la répartition de ces formations et suggère l'importance de tenir compte du pédoclimat* (ou disponibilité en eau du sol). Cependant, les études sur les différences entre les sols entre forêts sempervirente et décidues demeurent peu nombreuses (ex. Murata *et al.* 2009 en Thaïlande, Veenendaal *et al.* 1996 en Côte d'Ivoire) comparées au nombre d'études sur le climat et les processus physiologiques de ces arbres.

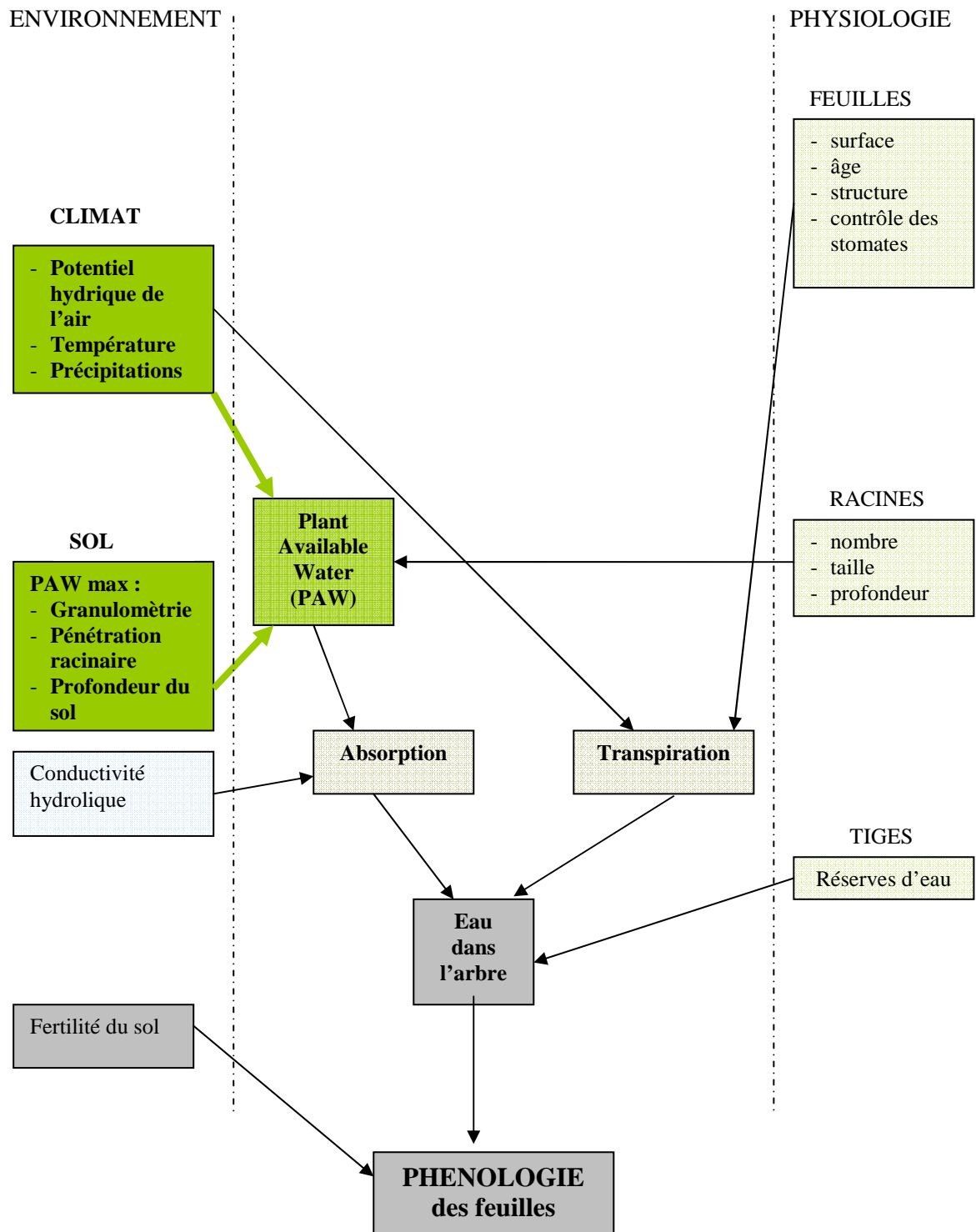


Figure 1 : Relations causales entre les intrants environnementaux (gauche), le statut de l'eau dans l'arbre et ses déterminants organiques (centre et droite), et la phénologie des feuilles. Adapté de Borchert (1991) et enrichi avec la bibliographie (Tableau ci-dessous).

Tableau 1 : Principaux facteurs explicatifs de la répartition des espèces sempervirentes et décidues et bibliographie associée (SV : espèces sempervirentes ; D : espèces décidues)

Type de facteur	Facteur	Cause	Tendance	Références
Climat	Précipitations annuelles	Eau	Précipitations supérieures à 2000mm/an → SV	Bourgeon & Pascal 1986 (Inde) Avenard 1974 (Côte d'Ivoire)
Sol	Pénétration racinaire	Eau et Nutriments	Sols rouges gravillonnaires →SV Sols indurés → D	Bourgeon G. & Pascal J-P 1986 (Inde)
	Profondeur du sol	Eau	Sol profond→ SV	Murata <i>et al.</i> 2009 (Thaïlande)
	Granulométrie	Eau et Nutriments	Sols sableux → SV	Fayolle A (Bassin du Congo, soumis) Toriyama <i>et al.</i> 2007 (Cambodge)
	Capacité de rétention en eau	Eau	Faible→ D	Murata <i>et al.</i> 2009 (Thaïlande)
	Fertilité	Nutriments	Sols peu fertiles→ SV	Givnish 2002 Palmiotto <i>et al.</i> 2004 (Malaisie) Franco <i>et al.</i> 2004 (Brésil) Monk 1966 (Floride) Aerts 1995
	Conductivité hydraulique du sol	Eau	Faible conductivité hydraulique→ SV	Toriyama <i>et al.</i> 2008 (Cambodge)
Physiologie	Mortalité des graines	Eau	Sécheresse-> forte mortalité des graines SV	Givnish 2002 Veenendaal <i>et al.</i> 1996 Engelbrecht <i>et al.</i> 2007 (Panama)
	Vitesse de croissance	Nutriments	Sols peu fertiles → SV	Baker <i>et al.</i> 2003 (Ghana) Russo <i>et al.</i> 2005 (Borneo)
	Taux de mortalité	Nutriments	Sols peu fertiles→ SV	Russo <i>et al.</i> 2005 (Borneo)
	Profondeur des racines	Eau et Nutriments	Racines profondes-> SV	Goldstein <i>et al.</i> 1989 (Venezuela) Nepstad <i>et al.</i> 1994 Jackson <i>et al.</i> 2000 Canadell <i>et al.</i> 1996 Bruno <i>et al.</i> 2006 (Amazonie) Ichii <i>et al.</i> 2007 (Amazonie)
	Potentiel de turgence et stomates	Eau	Forte réponse des stomates dans le contrôle de la perte d'eau→ SV	Sobrado <i>et al.</i> 1986 (Venezuela) Reich <i>et al.</i> 1988 (Costa rica)
Anthropique	Homme	Feux	Feux fréquents→ D	Bourgeon & Pascal 1986 (Inde) Sakurai <i>et al.</i> 1998 (Thaïlande) Peltre <i>et al.</i> (Côte d'Ivoire)

1.3 Dans le bassin du Congo : Hypothèse du rôle de la réserve en eau et de la durée de la saison sèche

Dans le bassin du Congo, la géologie semble être le facteur qui influence le plus la répartition des espèces sempervirentes et décidues, alors que le climat n'explique que peu de variations et a un impact mineur sur la répartition des espèces (Fayolle A., soumis). En particulier les grès de Carnot forment un habitat très spécifique dans cette région et les espèces associées à ce substrat sont caractérisées par une faible vitesse de croissance, un bois très dense, et des feuilles sempervirentes (Gourlet-Fleury *et al.* 2011). Ces résultats sont cohérents avec une stratégie conservatrice d'utilisation des faibles ressources en eau et en nutriment qui caractériseraient ces substrats. L'objet de l'étude présentée ici est de déterminer l'influence spécifique de la réserve en eau du sol sur la répartition des espèces sempervirentes et décidues dans le bassin du Congo, étant donné qu'une partie de ce bassin subit une saison sèche prononcée. Celle-ci peut augmenter le stress des arbres, réduire leur photosynthèse et leur transpiration, augmentant leur taux de mortalité, notamment de certaines espèces ou familles d'espèces (Nakagawa *et al.* 2000, Potts *et al.* 2003, Newbery & Lingelfelder 2009). Cependant, il n'existe pas d'étude sur la réserve en eau du sol dans le bassin du Congo, contrairement à d'autres régions (ex. Nepstad *et al.* (2004) en Amazonie). Comme la mesure directe de la teneur en eau du sol à l'échelle du bassin du Congo nécessiterait un travail considérable tant sur le terrain qu'au laboratoire, nous avons donc utilisé un modèle de réserve en eau pour tester notre hypothèse.

1.3.Modèles de réserve en eau existants

Une littérature abondante existe sur les modèles de réserve en eau dans la recherche appliquée à l'agriculture, notamment pour bien adapter l'irrigation aux besoins en eau de la plante (Thomas 2000, Verdin & Klaver 2001, Eilers *et al.* 2007). Ils sont aussi parfois utilisés en écologie forestière (Granier *et al.* 1999 ; Nepstad *et al.* 2004, Malhi & Wright 2004, Wagner *et al.* 2010) (Tableau 2). Ces modèles cherchent à prédire les variations temporelles de la réserve en eau du sol, et à estimer le stress hydrique auquel sont soumises des graines ou des forêts. Ils diffèrent dans leurs objectifs, leurs paramètres d'entrée, leur complexité et leur résolution spatiale et temporelle, en fonction notamment de la fréquence des données disponibles (journalière, décadaires, mensuelle) (Tableau 2). Le principe de ces modèles est d'appliquer une équation de conservation de l'eau entre deux dates. Ils permettent d'estimer deux types de paramètres de sortie : la réserve en eau du sol en fonction du temps et des paramètres qui quantifient la durée et l'intensité du stress hydrique subis par la plante.

Tableau 2 : Exemples de modèles de réserve en eau existants

Auteurs	Zone géographique	Objectif de l'étude	Résolution spatiale et temporelle
Granier <i>et al.</i> 1999	Europe	Sécheresses	Local et journalier
Wagner <i>et al.</i> 2010	Guyane française	Changement climatique	Local et journalier
Thomas <i>et al.</i> 2000	Chine, terres agricoles	Changement climatique	Régional, mensuel, sols uniformes
Malhi & Wright 2004	Forêts tropicales humides du monde	Sécheresses	Régional, mensuel
Nepstad <i>et al.</i> 2004	Bassin amazonien	Feux	Régional, mensuel

Nous avons développé un modèle basique d'équilibre hydrique entre l'eau du sol et l'eau dans l'atmosphère, semblable à celui de Nepstad *et al.* (2004), pour quantifier la durée et l'intensité de la sécheresse dans les peuplements forestiers du bassin du Congo.

1.4. Objectifs de l'étude

L'objectif principal de cette étude est de tester si la réserve en eau du sol (en anglais « Plant Available soil Water », nommé dans cette étude PAW) permet d'expliquer la répartition de deux espèces : l'une sempervirente (*Lophira alata*), l'autre décidue (*Tripochiton scleroxylon*), dans une partie du bassin du Congo.

Quatre étapes nécessaires pour atteindre cet objectif sont (i) de produire une carte de réserve en eau maximale du sol (PAW_{max}); (ii) d'estimer PAW en fonction du temps et de l'espace ; (iii) de produire une carte synthétique d'intensité de stress hydrique sur la zone d'étude; (iv) de comparer cette carte avec des cartes de répartition du *Lophira alata* et du *Tripochiton scleroxylon*.

D'après les travaux antérieurs (§.1.2.) on fait l'hypothèse que l'espèce décidue, *T. scleroxylon*, se trouve préférentiellement sur les zones caractérisées par une forte intensité de stress hydrique.

Plus spécifiquement, nous essayerons de résoudre le paradoxe de la présence d'une forêt sempervirente sur les sols sableux des grès de Carnot, qui ont a priori une faible réserve en eau, impliquant un fort stress hydrique pour les arbres.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Zone d'étude et espèces présentes

La zone étudiée est située dans la partie nord du bassin du fleuve Congo, elle est couverte de forêt tropicale sur 700 000 km² et est répartie sur le sud-est du Cameroun, le sud de la République Centrafricaine et le Nord de la république du Congo (Figure 2). Ses limites extrêmes sont : 13°33'E et 18°42'E (540 km de l'est à l'ouest) ; et 0°14'N et 4°44'N (530 km du Nord au Sud). Cette zone correspond à la zone d'étude du projet CoForChange, projet dont les objectifs sont de prévoir les impacts des changements globaux sur la structure et la composition floristique des peuplements forestiers dans le Bassin du Congo, et de proposer des outils d'aide à la décision pour atténuer ces impacts (Gourlet-Fleury 2009).

La végétation est une forêt semi-sempervirente de la région Guinéo-congolaise (White 1983), qui est caractérisée par l'abondance des Ulmaceae (sousfamille Sterculioideae), Sapotaceae et Meliaceae (Boulvert 1986, Harris 2002).

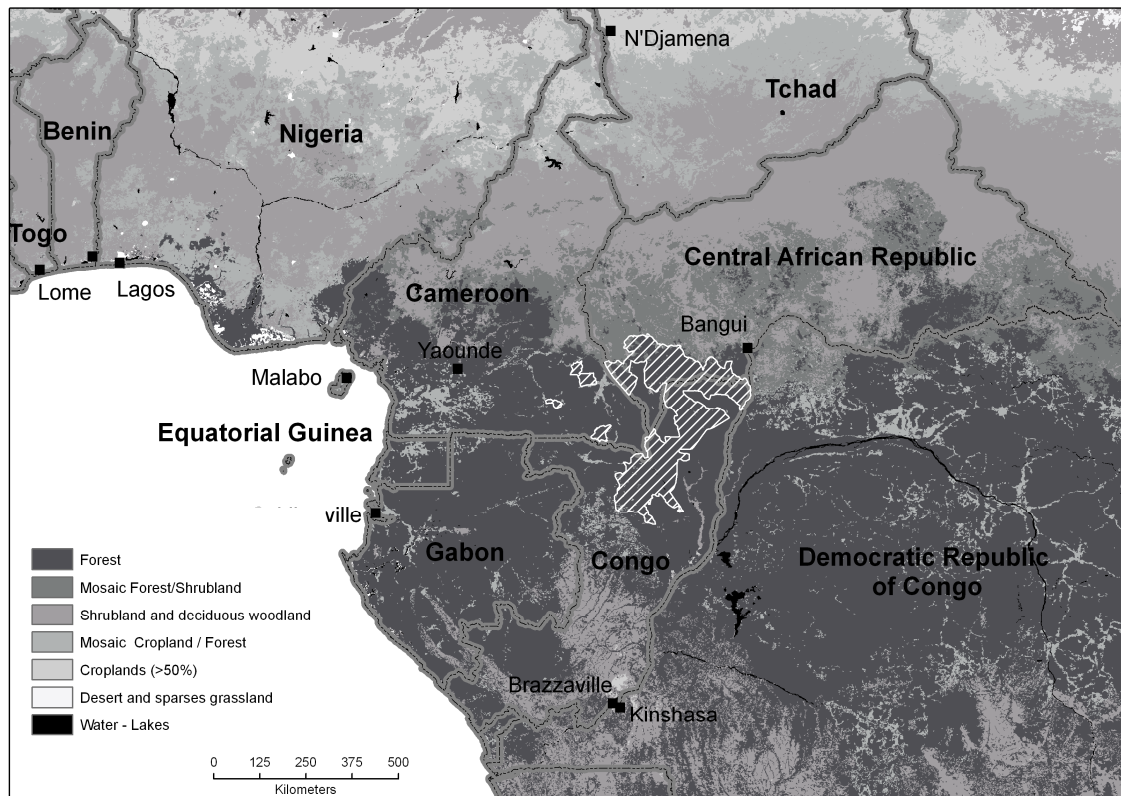


Figure 2 : Localisation de la zone d'étude. Les inventaires forestiers commerciaux sont indiqués par les hachures blanches. La carte de végétation Global Land Cover (Mayaux et al 2004) est placée en fond de carte avec une échelle grise. Carte tirée de Fayolle *et al.* 2011 (soumis)

2.1.1. Données de couverture forestière

Nous avons utilisé les données forestières du projet CoForChange, (Fayolle *et al.*, soumis, Figure 2). Pendant les années 2000 à 2007, des inventaires ont été effectués par les entreprises forestières pour quantifier les ressources en bois et leurs variations spatiales sur 23 concessions. La méthode d'échantillonnage était toujours la-même : identification des arbres

de plus de 30 cm de diamètre à 1 m 30 de hauteur le long de transects parallèles (jusqu'à 70 km de long) et séparés de 2 à 3 km. Les transects étaient ensuite divisés en parcelles successives de 0,5 ha. Les arbres étaient identifiés jusqu'à l'espèce si possible. Au total, 379 289 arbres ont été identifiés. La phénologie des espèces a été déterminée grâce à des flores locales et complétée par les connaissances de terrain. Nous avons considéré que les espèces décidues sont celles qui perdent toutes leurs feuilles pendant au moins 4 semaines consécutives la plupart des années (Condit *et al.* 1996). Les autres sont considérées comme sempervirentes. A partir de ces inventaires nous avons défini pour 38 025 parcelles le **pourcentage de décadité** (le nombre d'arbres appartenant à des espèces considérées comme décidues par rapport au nombre total d'arbres sur la parcelle, en considérant 31 espèces commerciales du Bassin du Congo). Nous avons aussi décidé de comparer la densité de deux espèces considérées comme extrêmes : *Lophira alata* (espèce sempervirente) et *Triplochiton scleroxylon* (espèce décidue), sur 64 353 parcelles. Dans l'étude de A. Fayolle ces deux espèces ont révélé une forte sensibilité à la géologie du sol : *Triplochiton scleroxylon* ne se retrouve jamais sur les Grès de Carnot (Sandstone), alors que *Lophira alata* y est présent (Figure 3).

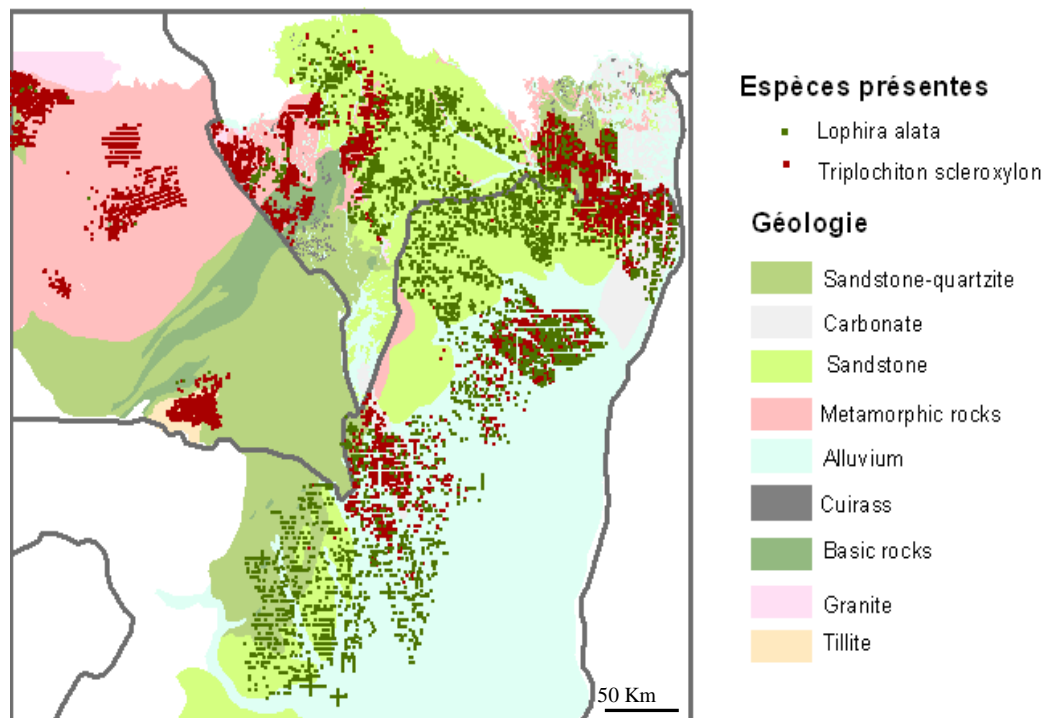


Figure 3 : Localisation des espèces *Lophira alata* et *Triplochiton scleroxylon* dans les 64 353 parcelles des inventaires forestiers commerciaux (A. Fayolle). La carte géologique de la région, tirée de Freycon et Fauvet (2010, non publié), est placée en fond de carte.

2.1.2. Données pédologiques

2.1.2.1. Unités pédologiques : carte du HWSD (FAO)

Les cartes pédologiques du bassin du Congo sont peu nombreuses et souvent délimitées par les frontières nationales : Boulvert 1983 pour la République Centrafricaine (1 : 1 000 000), Muller et Gavaud 1979 pour le Cameroun (1 : 1 000 000), Boissezon, Martin et Grass 1968 pour le Congo (1 : 2 000 000). Devant les difficultés d'harmonisation des échelles et des classifications pédologiques de ces trois cartes qui avaient déjà été perçues par

Schwartz (1990), nous avons préféré utiliser la carte mondiale réalisée par la FAO en 2008 (Harmonized World Soil Database, Fischer *et al.* 2008). Dans la zone étudiée, l'échelle est de 1 : 5 000 000 et 10 unités de sol ont été distinguées, selon la classification internationale des sols (IUSS Working Group WRB 2006, Figure 4)

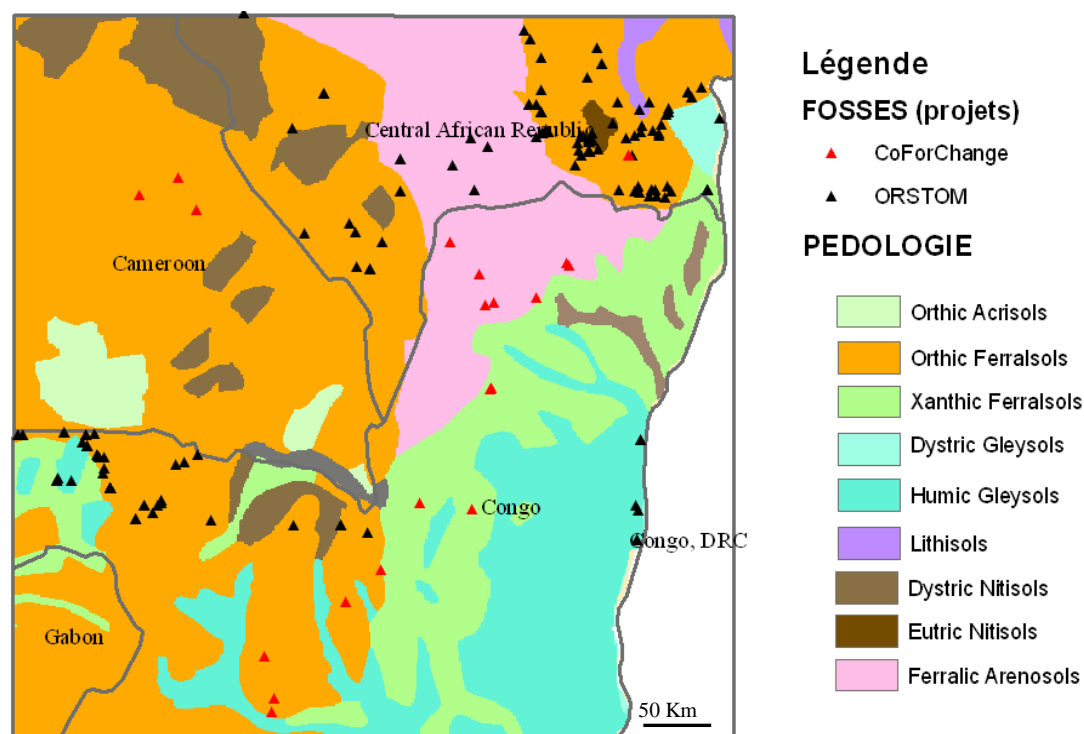


Figure 4 : Carte des unités pédologiques de la zone d'étude (Harmonized World Soil Database, Fischer *et al.* 2008) utilisées pour construire la carte de PAWmax et localisation des 220 fosses pédologiques utilisées pour construire la relation empirique entre les propriétés des textures de sols et les paramètres critiques de l'eau.

2.1.2.2. Fosses pédologiques : rapports de mission de l'ORSTOM et du CIRAD (projet CoForChange)

Nous avons utilisé deux jeux de données complémentaires (Figure 4):

Le premier jeu de données est issu du projet CoForChange (Jeu 1). Dans le cadre de ce projet, 21 fosses de 1,5 m de profondeur ont été creusées dans la région, sur différents types de sol. Nous disposons des analyses détaillées pour ces fosses: leurs descriptions, les analyses de granulométrie et de teneur en carbone organique, ainsi que les mesures de teneur en eau aux différents potentiels matriciels. Ces mesures ont été effectuées sur des échantillons tamisés à 2 mm (donc perturbés) même pour les mesures de teneur en eau.

Le deuxième jeu de données est issu de rapports de mission et de publications existants sur cette zone (Jeu 2). La plupart de ces rapports proviennent des archives de l'ORSTOM (IRD, ex-ORSTOM, centre de documentation de Bondy). Une trentaine de rapports décrivent 199 fosses (description des profils, analyses granulométriques et de carbone organique). Ces fosses couvrent la plupart des types pédologiques existant dans la zone, bien que la répartition de ces fosses soit assez déséquilibrée : très bien représentées en RCA, correctement au nord Congo et très peu au sud-est Cameroun. La profondeur des fosses varie de 1 à 10 m (Figure 5).

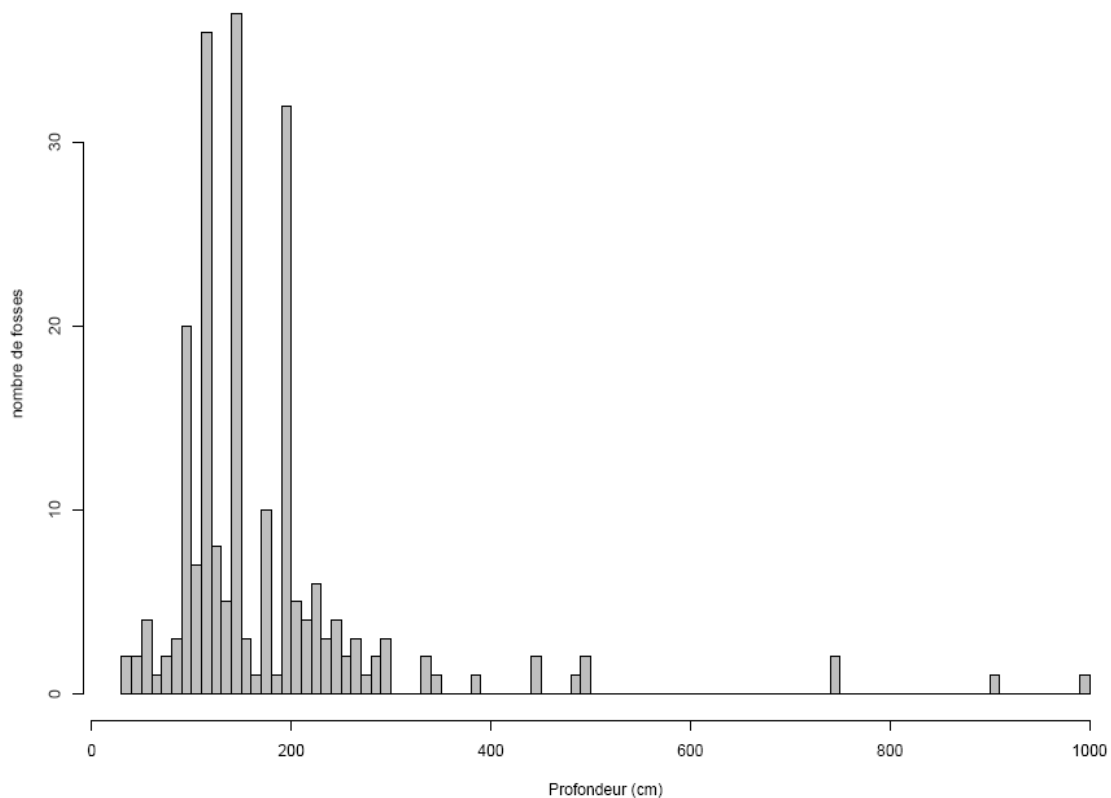


Figure 5 : Histogramme de la profondeur des 220 fosses utilisées pour construire la carte de PAW_{max}

2.1.3. Données de précipitations

Nous avons utilisé des données de précipitations estimées par le NOAA's Climate Prediction Center et mises à disposition par FEWS Net (Famine Early Warning Systems Network, <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/fews/rfe.shtml>). La résolution est de 8 km et les données sont disponibles par décades entre janvier 2000 et décembre 2010. Dans la zone, les précipitations annuelles moyennes varient de 1268 à 1635 mm par an (Figure 6). Les données de précipitations issues des données FEWS semblent légèrement sous-estimer les précipitations mesurées dans plusieurs stations météorologiques (ex : dispositif expérimental de Mbaiki, en République Centrafricaine ($3^{\circ} 53' 0''$ N, $18^{\circ} 0' 0''$ E), (Figure 7). A l'échelle du bassin du Congo les précipitations annuelles moyennes varient entre les années, de 1266 mm en 2006 à 1721 mm en 2000. Dans la période étudiée il n'y a pas d'évènement El Niño très élevé mais un léger évènement NAO (North Atlantic Oscillation) en 2006 (Figure 8).

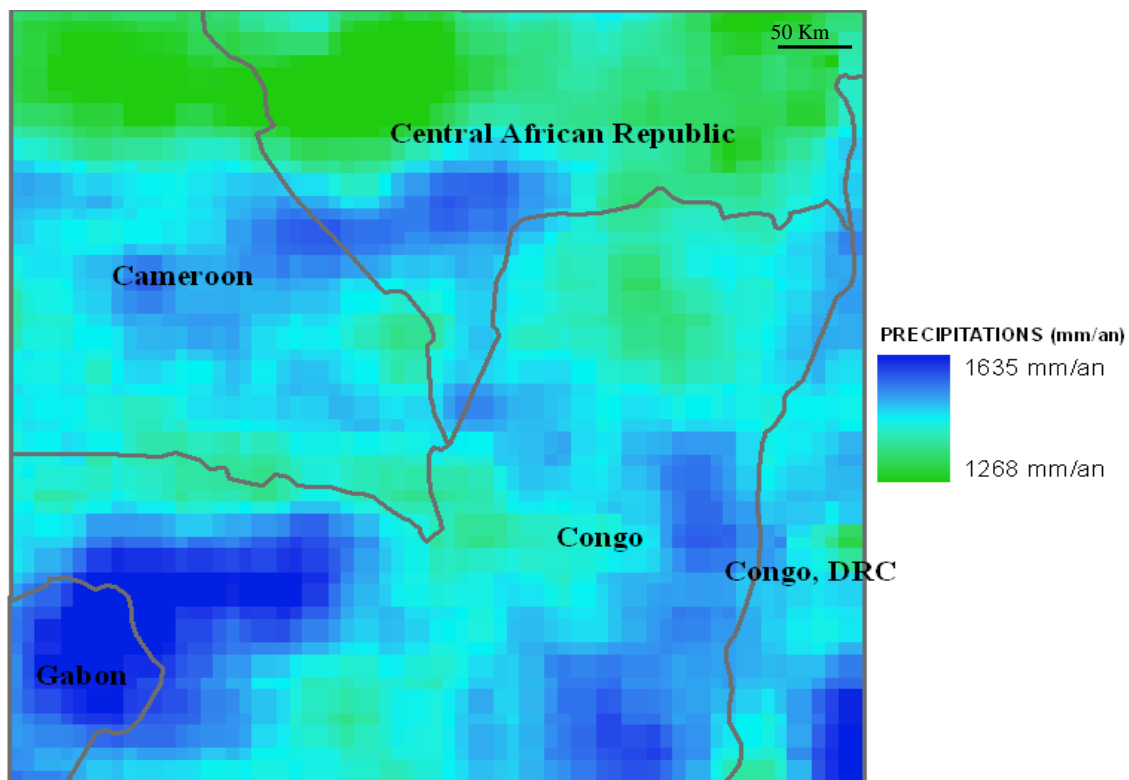


Figure 6 : Précipitations annuelles dans la zone d'étude en mm d'eau par an, moyenne entre 2000 et 2011 (données du programme FEWS, <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/fews/rfe.shtml>.)

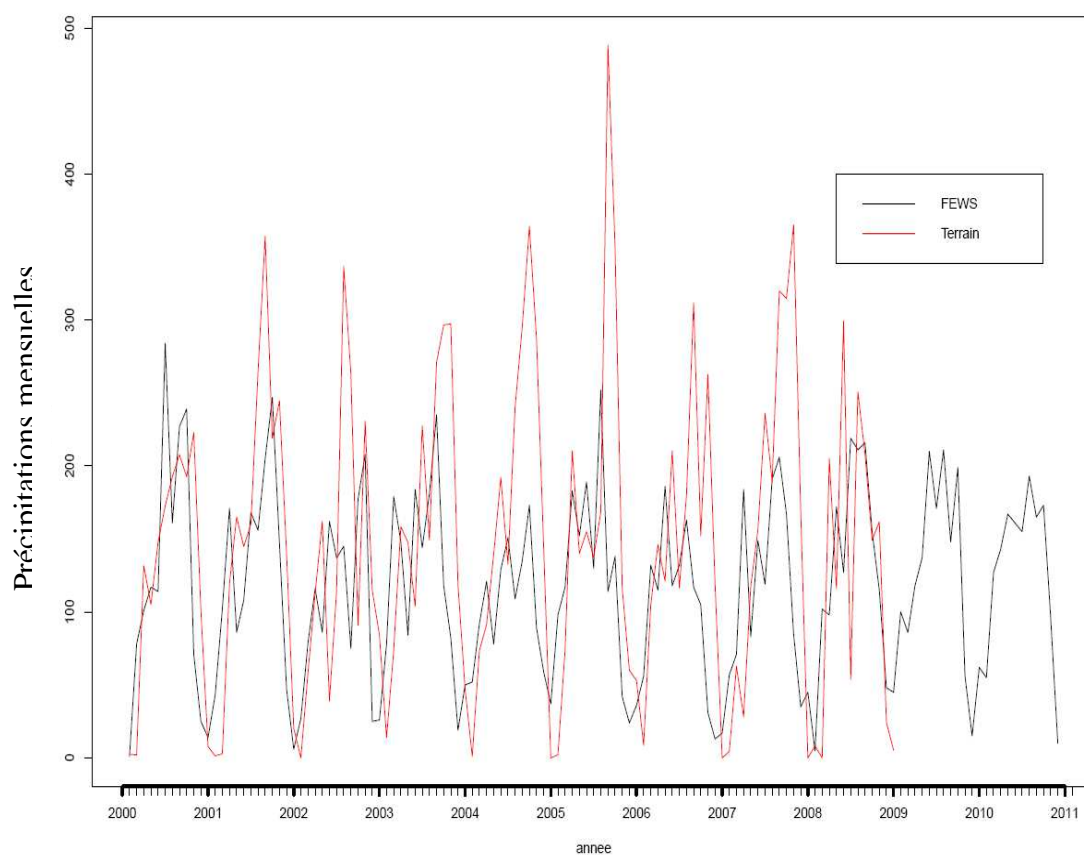


Figure 7 : Comparaison des données météo de la région de Mbaiki : données de télédétection issues du programme FEWS et données de la station météorologique du dispositif expérimental de Mbaiki

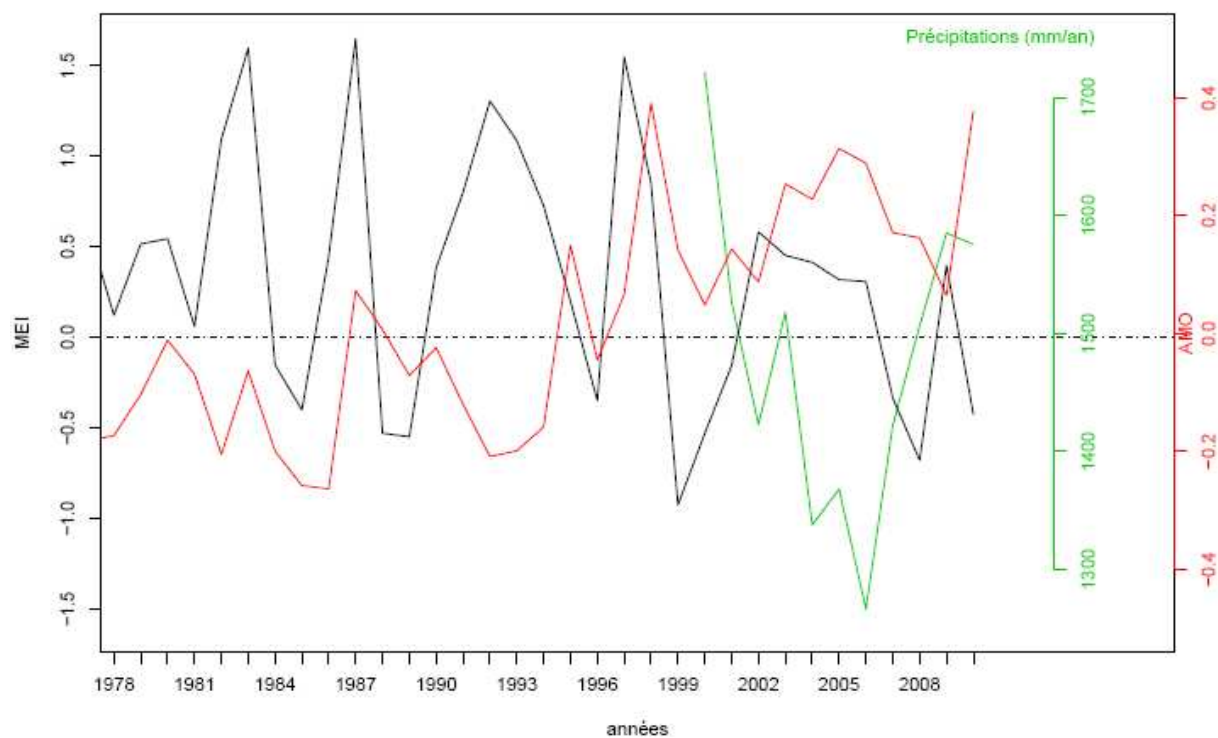


Figure 8 : Evolution temporelle des précipitations annuelles moyennes dans la zone (vert), et indices d'événements climatiques mondiaux : El Niño (Multivariate ENSO Index, Walter et Timlin 2011 en noir) et North Atlantic Oscillations (NAO index, Climatic Research Unit, University of East Anglia, en rouge).

2.1.4. Données d'évapotranspiration

L'évapotranspiration correspond à la quantité d'eau totale transférée de la biosphère vers l'atmosphère par l'évaporation au niveau du sol et par la transpiration des plantes. L'évapotranspiration potentielle est définie couramment comme la somme de l'évaporation par la surface du sol et de la transpiration par le feuillage d'une culture dont les stomates sont entièrement ouverts, lorsque le sol fournit toute l'eau demandée. C'est une valeur théorique, calculée par des formules à partir de mesures sur un parc météorologique.

Peu de données d'évapotranspiration potentielles sont disponibles dans notre zone d'étude. Selon Franquin *et al.* (1988), on observe de faibles variabilités interannuelles de la valeur obtenue pour un même mois, mais une variabilité intra-annuelle relativement élevée. Les variations spatiales sont aussi peu élevées. Nous disposons des données de Franquin *et al.* 1988, Riou 1972, Moukolo & Samba-Kimbata 1992 sur quelques stations expérimentales de la zone (données entres 1931 et 1982, selon les stations météorologiques). Nous avons gardé la moyenne mensuelle de toutes ces données, quelque soit l'année et le lieu (Tableau 3).

Tableau 3 : Données d'évapotranspiration potentielle utilisées dans le modèle de PAW, moyenne des données de Franquin (1988), Riou (1972) et moukolo (1992). Stations météorologiques : Bangui, Batouri, Bertoua, Mouloundou, Yokadouma, Impfondo, Ouesso, Berberati, Boukoko. Années variables selon les stations : entre 1931 et 1982.

	Janv	Fevr	Mars	Avr	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
ETP (mm/mois)	113	115	133	122	117	99	93	96	99	107	108	113

2.2. Modèle de réserve en eau disponible pour les plantes (Plant Available Water)

2.2.1. Approche générale

Nous avons construit un modèle spatial et temporel de réserve en eau du sol disponible pour les plantes (Plant Available Water : PAW) à partir de trois paramètres :

- la capacité maximale de rétention du sol en eau pour les plantes (PAW_{max})
- les précipitations (P)
- l'évapotranspiration potentielle (ETP)

La première étape a été de construire une carte de la capacité maximale de rétention du sol en eau pour les plantes (PAW_{max}), en utilisant des profils texturaux de sol et des équations empiriques reliant la texture du sol aux paramètres critiques de l'eau dans le sol. PAW_{max} dépend du volume de sol dans lequel la plante prélève de l'eau, donc de la profondeur d'enracinement.

La quantité d'eau dans le sol a été ensuite calculée à chaque pas de temps (une décade). PAW est exprimé en mm d'eau et est inférieure à PAW_{max} . Nous avons modélisé PAW pour chaque pixel de 8 km dans la zone, sur onze années (2000 à 2010). Ces choix d'unités temporelles et spatiales sont contingentés par le format des données FEWS.

A partir de ce modèle nous avons calculé des indices de sécheresse déterminés à partir du PAW sur 5 et 10 m de profondeur.

2.2.2. Modélisation de la réserve maximale en eau disponible pour les plantes (PAW_{max})

2.2.2.1. Notion de PAW_{max}

La rétention en eau d'un sol correspond à sa capacité à retenir l'eau à un état hydrique donné, état caractérisé par une valeur donnée du potentiel matriciel* de l'eau dans le sol. La méthode de mesure de la teneur en eau d'un sol la plus utilisée consiste à appliquer à un échantillon de sol humecté une pression correspondant à un potentiel matriciel caractérisant la forme d'eau (eau liée non absorbable par les plantes par exemple) qu'on veut mesurer, l'eau en excédant étant alors expulsée.

Deux valeurs de potentiels matriciels offrent une importance particulière : le point de flétrissement (f) et la capacité au champ (c), la capacité maximale de rétention en eau pour le sol (PAW_{max}) correspondant à la différence entre les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement (Figure 9)

- Le **point de flétrissement** (f) correspond à la valeur limite de l'eau liée (non absorbable par les racines). Le potentiel matriciel concerné est relativement uniforme et indépendant de la granulométrie ; la pression correspondante est de -1500 kPa. Cette pression peut aussi être exprimée en hauteur d'eau équivalente (-1500kPa= 155 m). On définit alors ce qu'on appelle le pF en nomenclature française : $pF = \log_{10}(h)$ avec h la hauteur équivalent en cm d'eau. Le point de flétrissement est donc aussi appelé pF4.2.
- La **capacité au champ** (c) correspond à l'eau retenue par le sol, après une période de pluie et un ressuyage de deux ou trois jours, le sol étant protégé contre l'évaporation. Cette eau est absorbable par les racines. Il est difficile de définir une valeur de la capacité au champ car il ne s'agit pas d'un état d'équilibre. Il semble que le pF correspondant puisse varier de 1,5 à 2,5 selon les types de sols et le climat. En fait classiquement la valeur choisie dépend de la granulométrie (Tableau 4) ou de la convention choisie par chaque groupe de pédologues.

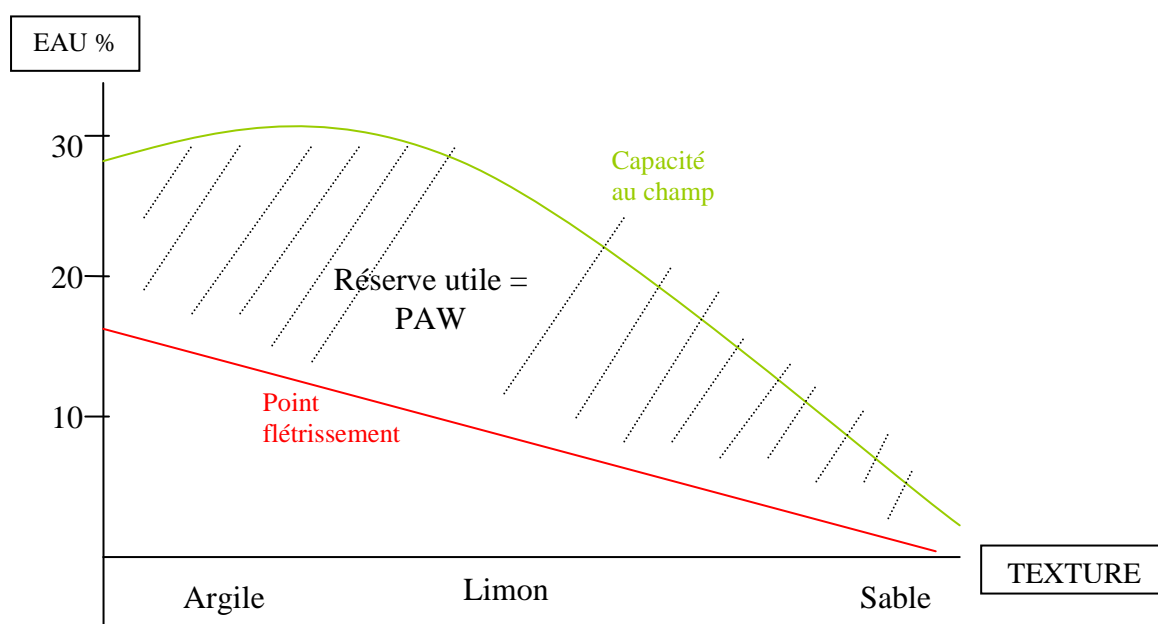


Figure 9 : Schéma représentant la réserve en eau utile, d'après Chamayou & Legros 1989.

Tableau 4 : Tableau des normes de pF utilisées pour déterminer le potentiel matriciel à la capacité au champ en fonction de la teneur en argile (d'après Bonneau 1961)

Argile (%)	<5	5 à 40	>40
pF	2	2.5	3
Pression (kPa)	10	30	100

On peut exprimer PAW_{\max} en pourcentage (du poids ou du volume) ou en hauteur d'eau (en mm). Pour un horizon, on passe de la valeur indiquée en pourcentage du poids à la valeur en mm, par la formule suivante :

$$PAW_{\max} = (\theta_c - \theta_f) \times e \times Da \times \frac{(100 - EG)}{100}$$

e_i : épaisseur de l'horizon

Da : densité apparente de l'échantillon

EG : pourcentage d'éléments grossiers

θ_f : teneur en eau d'un sol au point de flétrissement (pF4.2)

θ_c : teneur en eau d'un sol à la capacité au champ (pF2, pF2,5 ou pF3 selon la granulométrie du sol (Tableau 4))

Nous n'avons pas la valeur de la densité apparente pour les fosses du jeu de donnée 2. Mais nous savons, d'après Humbel (1974) et d'après les fosses du jeu de données 1, que cette valeur varie pour les sols du Cameroun entre 0,4 et 1,5. Comme à partir de 50 cm de profondeur elle atteint une valeur stable, aux alentours de 1,4, nous avons utilisé cette valeur moyenne de 1,4.

Pour estimer PAW_{\max} de chaque profil textural de sol, nous avons estimé PAW_{\max} pour chaque horizon, et sommé le PAW_{\max} des horizons.

$$PAW_{\max}(fosse) = \sum_{i=1}^h (\theta_{Ci} - \theta_{fi}) \times e_i \times Da \times \frac{(100 - EG_i)}{100}$$

La plupart des fosses des jeux de données ne sont profondes que de 1 ou 2m. Nous avons extrapolé PAW_{\max} en dessous du niveau d'échantillonnage en faisant l'hypothèse que l'horizon le plus profond s'étend uniformément vers le bas. Les données disponibles pour les fosses plus profondes (jusqu'à 10 m) tendent à montrer que PAW_{\max} diminue avec la profondeur. Ainsi nous avons surestimé PAW en profondeur (Figure 10).

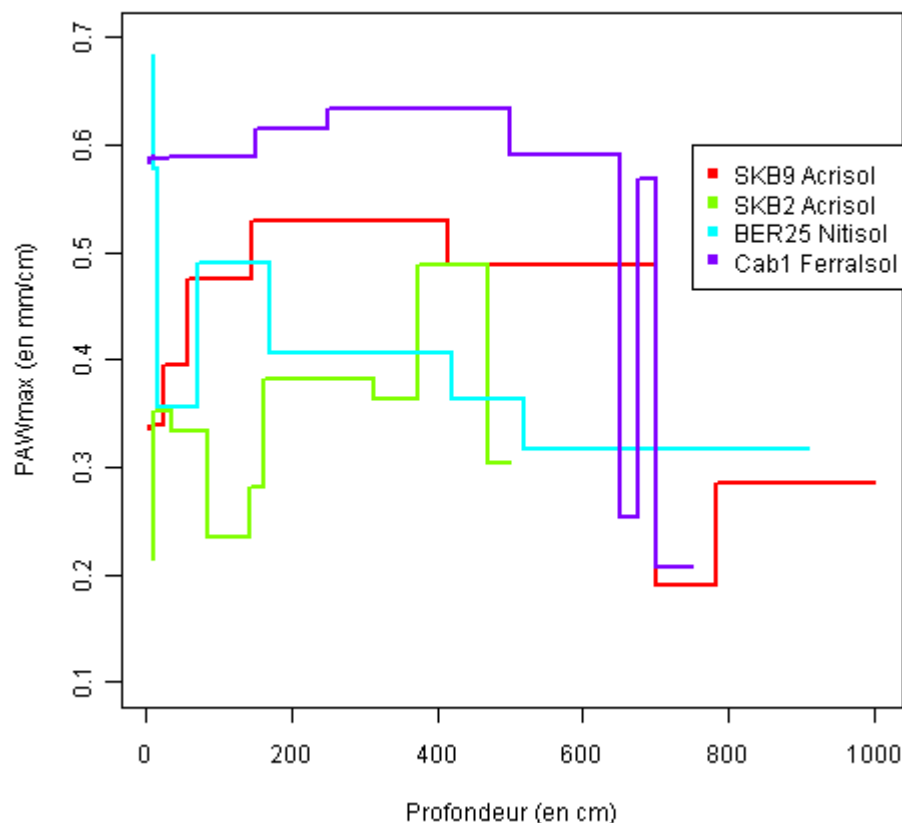


Figure 10 : Estimation de PAW_{max} dans les 4 fosses les plus profondes des jeux de données, calcul avec une capacité au champ dépendante de la granulométrie.

D'autre part, notre estimation de PAW_{max} dans le cas de profils atteignant la roche incluait seulement le profil échantillonné (sans extension en profondeur), puisqu'on présume que les racines des arbres s'étendent peu dans la roche.

La profondeur de sol réellement impliquée dans le bilan hydrique du sol est un paramètre difficile à obtenir et qui peut fortement varier spatialement, selon la pédologie et la distribution des racines verticales. Ainsi, nous n'avons pas fixé de valeur a priori de la profondeur mais plutôt considéré un échantillon de valeurs possibles (5 et 10 m), profondeurs estimées à partir des observations de terrain et de la bibliographie (Ichii *et al.* 2007, Canadell *et al.* 1996, Wonkam (en cours)).

2.2.2.2. Construction de fonctions de pédotransfert

Pour déterminer le PAW_{max} d'un sol, il est donc nécessaire de connaître sa teneur en eau aux différents potentiels matriciels (θ_{pF}). Cependant, seul un de nos deux jeux de données contient ces analyses (jeu 1 : CoForChange). Il existe des fonctions permettant de modéliser la teneur en eau aux différents pF à partir de la granulométrie et de la teneur en carbone organique des échantillons, données connues pour toutes les fosses. Ces fonctions sont appelées fonctions de pédotransfert (Tomasella & Hodnett (2004)). Bien que ces fonctions soient de bons estimateurs de la teneur en eau dans les sols avec lesquelles elles ont été définies, elles sont difficilement réutilisables pour des sols d'autres régions qui ont subi une

histoire et une pédogénèse différentes (Piedallu *et al.* 2011, Wosten *et al.* 2001). Le jeu de données 1 (75 observations tirées des 21 fosses CoForChange) a permis d'estimer les paramètres de la fonction de pédotransfert sur notre zone d'étude. Cette fonction de pédotransfert a été ensuite appliquée au jeu de données 2 (correspondant aux 199 fosses de la bibliographie).

2.2.2.3. Construction d'une carte de PAW_{max}

Les cartes de PAW_{max} ont été interpolées à partir des données ponctuelles des fosses. Nous avons utilisé la carte pédologique de la région du HWSD, qui divise la zone en 10 unités cartographiques. Nous avons attribué à chaque unité la moyenne de PAW_{max} des fosses présentes dans la zone. Dans les unités pour lesquelles nous n'avons pas de fosses disponibles nous avons utilisé la moyenne de PAW_{max} des autres unités de même type pédologique (classification WRB).

2.2.3. Détail du modèle de réserve en eau

Le modèle de base est un modèle itératif, avec un pas de temps d'une décade et d'unité spatiale égale à un pixel de 8km. A chaque pas de temps, l'eau dans le sol est égale à celle déjà présente au pas de temps précédent moins celle qui s'est évaporée (ETP) plus celle qui s'est ajoutée (P) (Figure 8). On a appliqué ce modèle de janvier 2000 à décembre 2010.

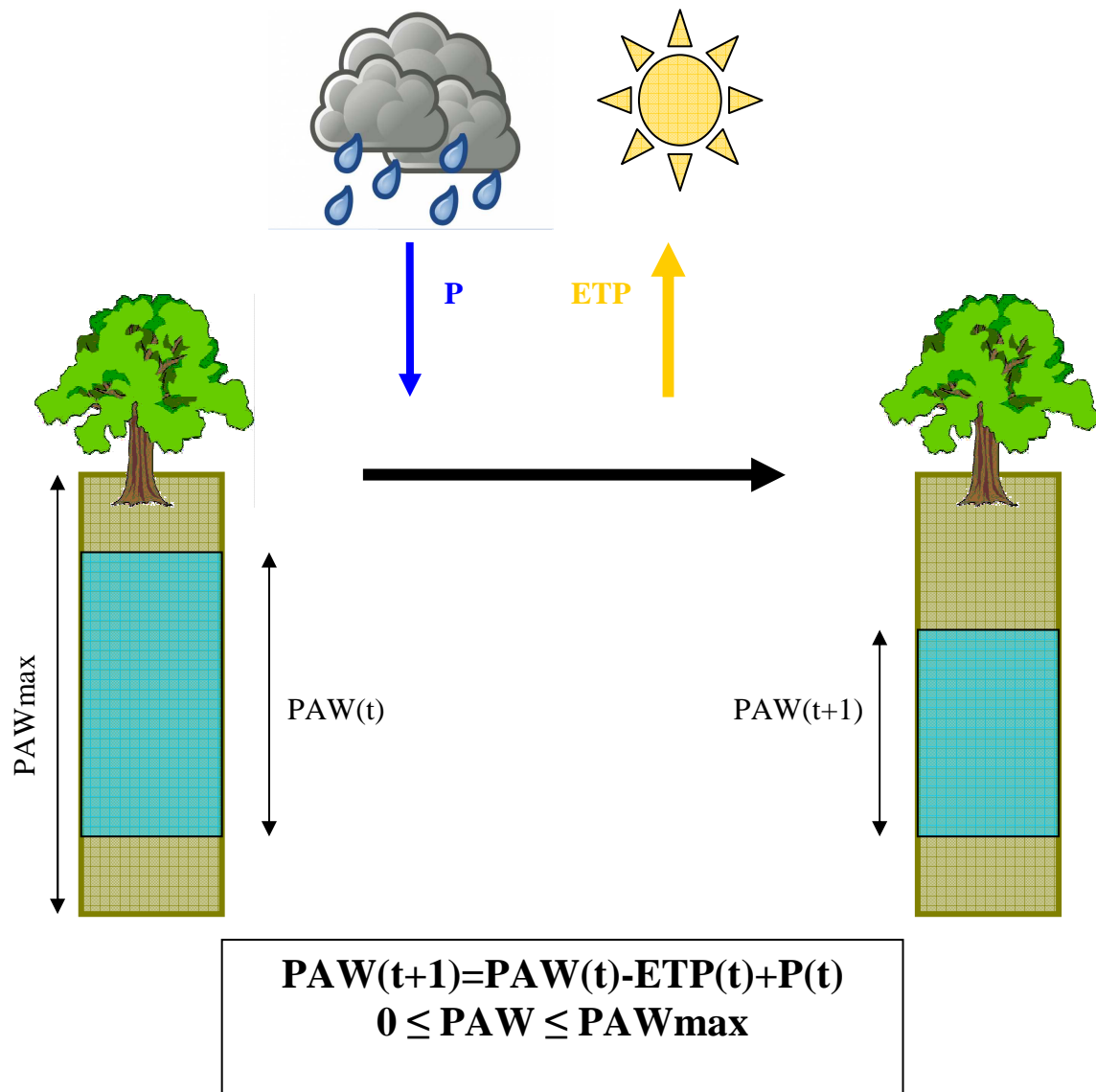


Figure 11 : Schéma explicatif du modèle de réserve en eau disponible du sol. PAW= Plant Available Water, PAW_{max} = Maximum Plant Available Water, P= Précipitations, ETP= Evapotranspiration potentielle

Le modèle débute la première décade de janvier 2000, à partir d'un $PAW_{initial}$. La valeur de $PAW_{initial}$ peut influencer la sortie du modèle jusqu'à 10 ans après l'initialisation (Nepstad 2004). Nous avons donc choisi d'estimer $PAW_{initial}$ à l'aide de l'année 2000, que le modèle réitère 10 fois à partir de $PAW=0$ (janvier est la saison sèche) et jusqu'à atteindre toujours la même valeur de PAW en fin décembre 2000, valeur qui sera considérée comme celle de $PAW_{initial}$ (Figure 12).

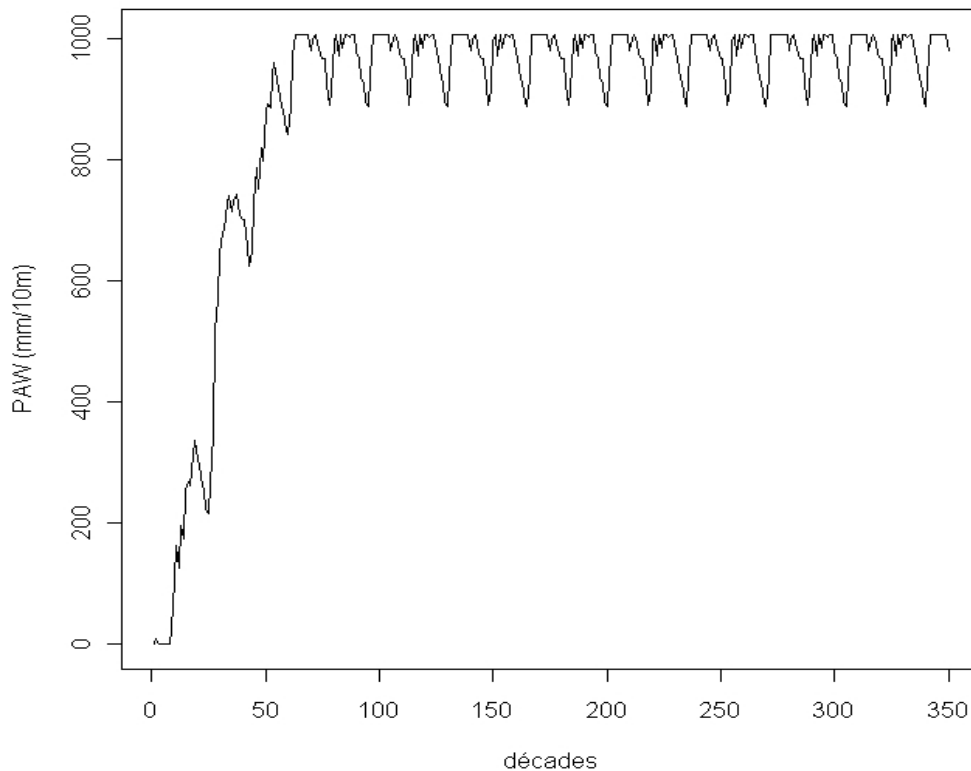


Figure 12 : Calcul de $PAW_{initial}$ après dix fois l'année 2000, année d'initialisation du modèle. Valeur pour un pixel situé aux coordonnées 13°40' E, 0°38 N (Orthic Ferralsols, précipitations : 1500 mm/an)

Nous avons choisi de ne pas simuler le **transfert d'eau dans le sol**, pour ne pas avoir à utiliser des paramètres tels que la conductivité hydraulique, qui sont difficiles à mesurer et présentent une grande variabilité spatiale (Leenhardt *et al.* 1994).

D'autre part, PAW peut-être influencé par la profondeur de la nappe phréatique. Selon sa profondeur, les racines peuvent s'y alimenter en eau. Des études en hydrogéologie menées en RCA (MMEH 2000) montrent une profondeur moyenne de la nappe à 8 m sur les roches non carbonatées précambriennes (ex. grès-quartzites) et à 25 m sur les grès du Mésozoïque (grès de Carnot) (rapport de mission Freycon 2010) donc probablement accessibles pour les racines, au moins sur les grès-quartzites. Cependant, nous ne disposons pas de la profondeur des nappes ni de leurs variations de hauteur dans le temps sur toute la zone d'étude. Nous avons donc choisi de ne pas prendre en compte les nappes phréatiques.

Enfin, l'interception des précipitations par la canopée ou le ruissellement peuvent modifier la valeur de PAW. Les données dont nous disposons actuellement dans cette zone sont insuffisantes pour tenir compte de ces paramètres (grande variabilité des pentes et de la densité de la canopée).

2.3. Validation du modèle

Nous avons comparé PAW du modèle et des mesures de réserve en eau sur le terrain, dans deux fosses (Fosse 4 et Fosse 7) à la station expérimentale de Mbaiki en République Centrafricaine (3° 53' 0" N, 18° 0' 0" E). Nous ne disposons des relevés que pour l'année 2010 et à une profondeur de 1m. Le protocole de mesure de la teneur en eau prévoit (i) de recueillir 6 échantillons de sol par profil jusqu'à 1 m de profondeur (ii) de les peser

immédiatement après leur prélèvements en forêt (iii) de les sécher à l'air puis dans un four (iv) de les peser à l'état sec.

Ce protocole est en cours de réalisation depuis le mois de mars 2010. Le poids des échantillons a été mesuré depuis mars 2010 avec une précision comprise entre 2 et 5g.

2.4.Indices de Sécheresse

Classiquement, pour savoir si une plante est en condition de stress hydrique on étudie le rapport PAW/PAW_{max} (Thomas 2000, Granier *et al.* 1999). Cependant, nous voulions expliquer les variations de l'indice quelque soit le type de sol, donc indépendamment de PAW_{max} . Nous avons donc décidé qu'une décade est considérée comme sèche s'il n'y a pas du tout d'eau disponible pour les plantes ($PAW=0$). Etant donné que la phénologie semble dépendre de la longueur des saisons sèches extrêmes, nous avons déterminé un indice de sécheresse représentant la durée de la saison sèche la plus longue sur 11 ans ou en d'autres termes : le nombre maximum de décades successives avec $PAW=0$ par pixel. Cet indice est nommé par la suite EDI (**Extrem Drough Index**).

Etant donné que PAW_{max} est calculé selon plusieurs critères (profondeur d'enracinement = 5 ou 10 m, $pF=2$ ou pF dépendant de la granulométrie), nous avons 4 indices de sécheresse : $EDI_{5m,pFvar}$, $EDI_{10m,pFvar}$, $EDI_{5m,pF2}$, $EDI_{10m,pF2}$.

2.5.Sensibilité du modèle

Nous avons testé la sensibilité du modèle de réserve en eau en étudiant pour chaque décade, la surface de la zone d'étude considérée en conditions de sécheresse ($PAW=0$). Cette sensibilité est examinée à l'aide de différents scénarios :

- 3 profondeurs (5,10 et 15m)
- 2 types de pF ($pF=2$ ou pF dépendant de la granulométrie)
- 3 ETP : ETP, ETP +10%, et ETP -10%

3. Résultats

3.1. Construction de la fonction de pédotransfert et calcul de PAW_{max} des fosses

Lors de la construction de la fonction de pédotransfert (Tableau 5) le paramètre dont dépend le plus la teneur en eau est la teneur en argiles.

Tableau 5 : Coefficients (a,b,c) et étroitesse (r^2) de la fonction de pédotransfert établie avec les données des fosses du projet CoForChange). Θ = teneur en eau (massique), Ar = Argile (% massique), Sa= Sable (% massique), CO = Carbone Organique (% massique). Codes de significativité : 0 <***< 0.001 <*< 0.01 <*< 0.05

$\Theta = a \text{ Ar} + b \text{ Sa} + c \text{ CO}$	Potentiel matriciel			
Coefficient	pF2	pF2.5	pF3	pF4.2
a	0,499 ***	0,456 ***	0,429 ***	0,365 ***
b	0,023 **	0,009	-0,004	0,001
c	0,316	0,310	0,448 .	0,114
r^2	0,98	0,98	0,98	0,98

Lors du calcul de PAW_{max} avec un pF variable qui est fonction de la teneur en argile, nous avons utilisé la plupart du temps une capacité au champ au pF2.5 (457 horizons sur 726). Pour les autres horizons, nous avons utilisé un pF3 (254 horizons sur 726) ou un pF2 (15 horizons sur 726).

3.2. Cartes de PAW_{max}

Pour construire la carte de PAW_{max} , nous avons utilisé la moyenne des fosses présentes dans chaque unité cartographique (Figure 13). Suivant les unités cartographiques de sols on observe une très grande variabilité de PAW_{max} , en particulier dans les Orthic Ferralsols (Fo) où $PAW_{max(5m,pF2)}$ varie entre 50 et 800 mm. Pour les autres unités cartographiques de sol, la variance est plus faible mais le nombre d'observations aussi (uniquement deux fosses pour les Dystics Gleysols par exemple).

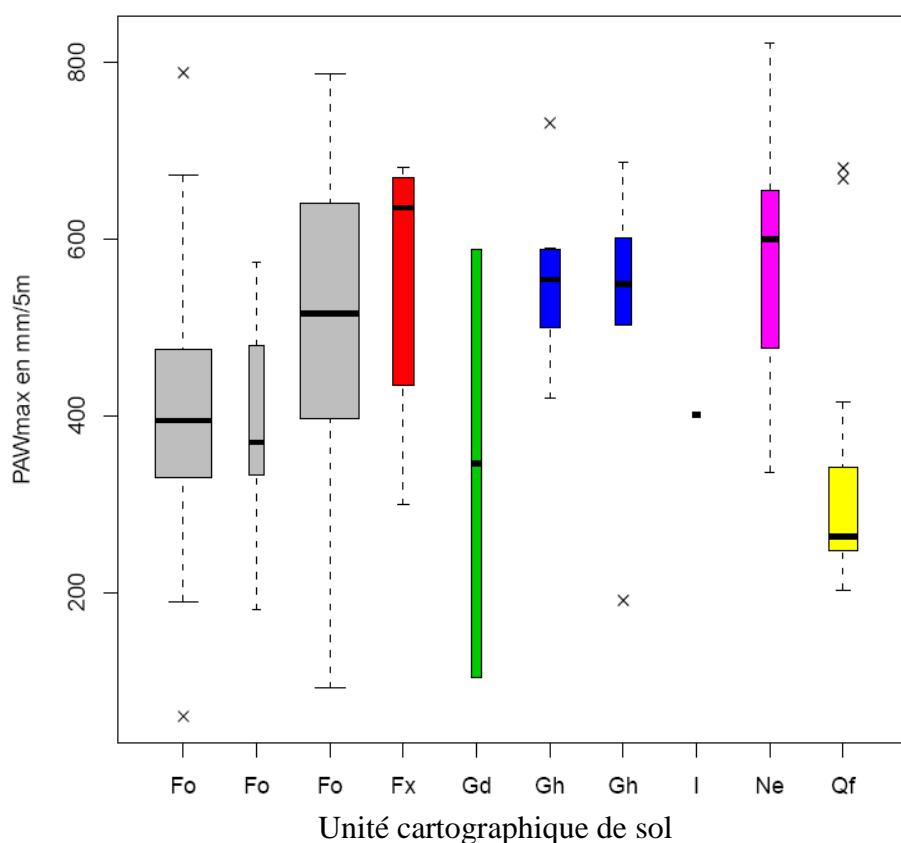


Figure 13 : Boxplot de $PAW_{\max (5m, pF2)}$ des fosses selon l'unité cartographique auxquelles elles appartiennent (largeur des rectangles proportionnelle au nombre de fosses par unité). On utilise ensuite la moyenne de PAW_{\max} par unité pour construire les cartes de $PAW_{\max 5m, pF2}$. Fo : Orthic Ferralsol (75, 5 et 69 fosses selon les unités), Fx : Xanthic Ferralsol (11 fosses), Gd : Dystic Gleysol (2 fosses), Gh : Humic Gleysol (8 et 5 fosses), I : Lithisol (1 fosse), Ne : Eutric Nitisol (11 fosses), Qf : Ferralic Arenosol (19 fosses).

Nous avons obtenu 4 cartes de PAW_{max} , selon les paramètres choisis (capacité au champ pour une pression matricielle de pF2 ou pF dépendant de la granulométrie; profondeur de 5 m ou 10 m, (Figure 14). Pour une pression matricielle de capacité au champ et une profondeur fixée, PAW_{max} varie d'un facteur 5. En supposant une profondeur racinaire de 5 m et un pF2 pour la capacité au champ (Figure 14c), PAW_{max} des unités cartographiques (moyenne des fosses présentes dans l'unité) varie entre 94 mm d'eau et 543 mm d'eau selon les régions.

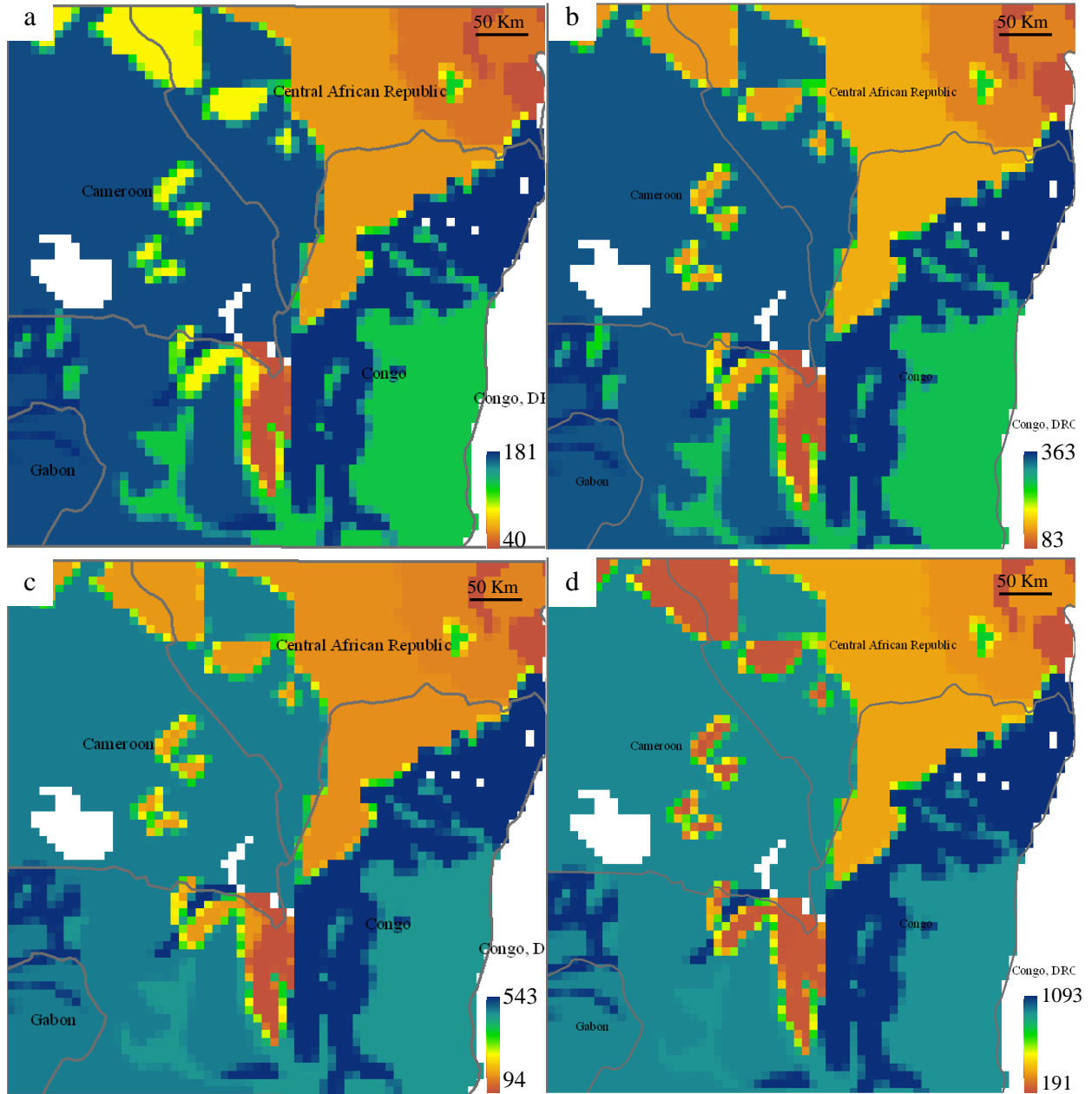


Figure 14 : Cartes de la réserve en eau disponible pour les plantes maximum (PAW_{max} en mm d'eau par profondeur de sol) (a) $PAW_{max(5m,pFvar)}$; (b) $PAW_{max(10m,pFvar)}$; (c) $PAW_{max(5m,pF2)}$ (d); $PAW_{max(10m,pF2)}$ pF2.

Dans chaque carte de PAW_{max} obtenue (Figure 14), le pattern de répartition de PAW_{max} semble être le même : les zones aux sols relativement les plus humides sont l'ouest

et le sud-est de la zone d'étude, tandis que les zones les plus sèches correspondent au quart nord-est (Arenosols et Ferralsols) et à quelques Ferralsols au centre (région de Ouesso).

Le peu de profils disponibles dans les Dystric Nitisols (Figure 4) réduit la fiabilité des estimations dans ces régions. Il en est de même pour les Gleysols sur les bords du fleuve Congo. Cependant, les données des inventaires forestiers ne recouvrent pas ces zones, cette incertitude sur la mesure de PAW_{max} n'influence donc pas nos résultats finaux.

3.3. Cartes d'indices de sécheresse

Dans toute la zone d'étude, la durée de la saison sèche la plus longue varie (Figure 15) selon la profondeur et le potentiel matriciel de la capacité au champ de 12 à 19 décades (4 à 6 mois). Dans les conditions les plus drastiques (profondeur de 5 m et capacité au champ de potentiel matriciel variable) quasiment toute la zone subit au moins une décade sèche (PAW=0) (Figure 15a). En revanche lorsqu'on utilise une profondeur de 10 m et une capacité au champ à pF₂, seul le quart nord-est de la zone subit une sécheresse sur au moins une décade (région de Bangui) (Figure 15d). La région subissant les sécheresses les plus longues est la région autour de Bangui (Ferralsols), la suivante est constituée par les Arenosols des plateaux de grès de Carnot.

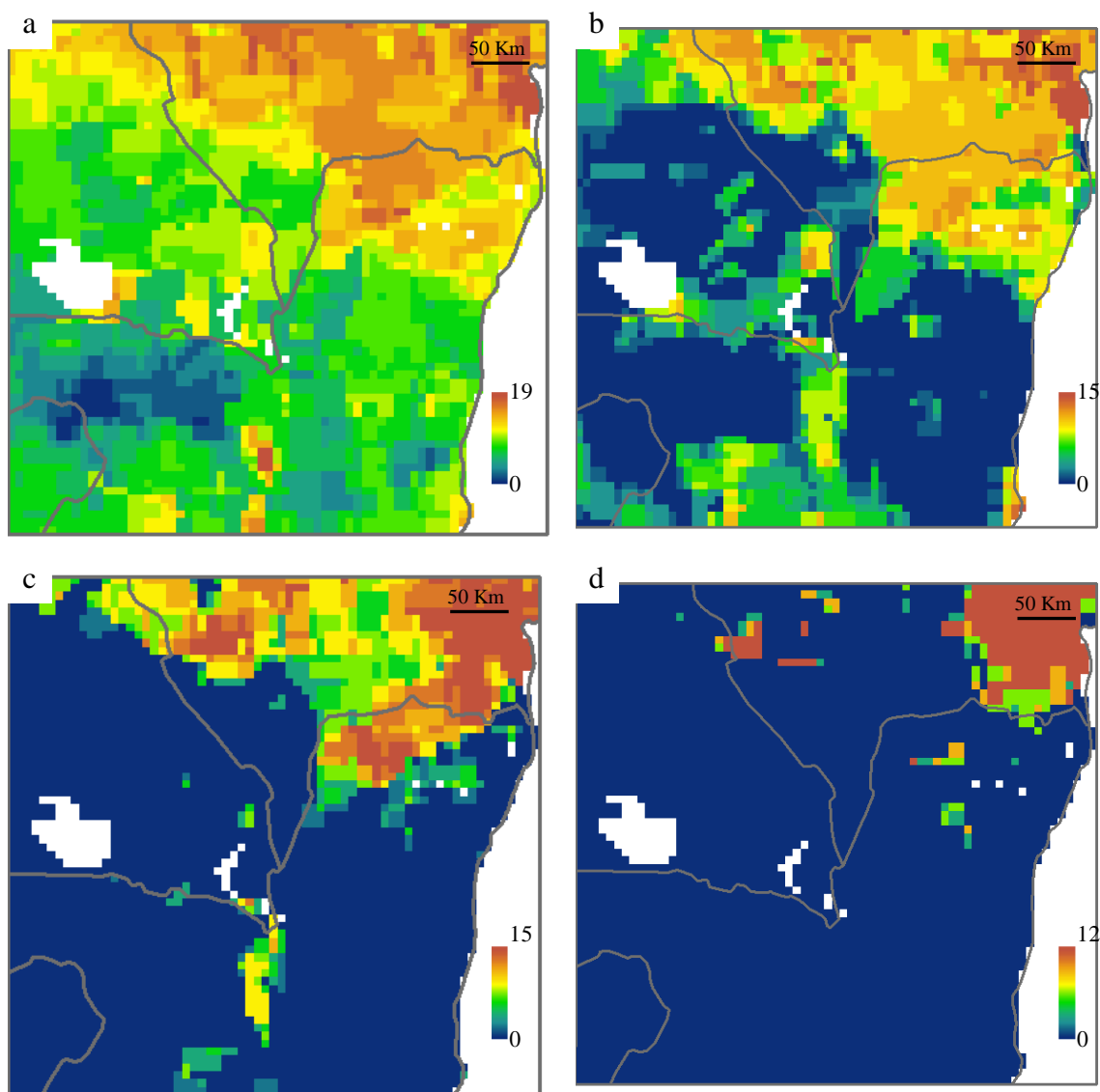


Figure 15 : Cartes d'indices de sécheresse (EDI), montrant l'effet de la modification des paramètres de capacité au champ et de profondeur. (a) EDI_{5m,pFvar}; (b) EDI_{10m,pFvar}; (c) EDI_{5m,pF2} (d); EDI_{10m,pF2}.

3.4. Validation du modèle

Le modèle avec PAW_{max} calculé à partir de pF2 est corrélé avec PAW mesuré dans les deux fosses du site Mbaiki (Figure 16, $r^2=0.4$, $p<0.01$). En revanche avec un pF variable selon la texture pour déterminer PAWmax, il n'y a pas de corrélation ($r^2=0.03$, $p>0.05$). L'interception de la droite PAW calculé avec pF2 vs PAW mesuré et de la droite 1:1 n'était pas significativement différente ($F=0.4$, $p\text{-value}=0.18$). La différence entre les pentes était significativement différente, pour les fortes valeurs de PAW il y a un risque de sous-estimation par le modèle.

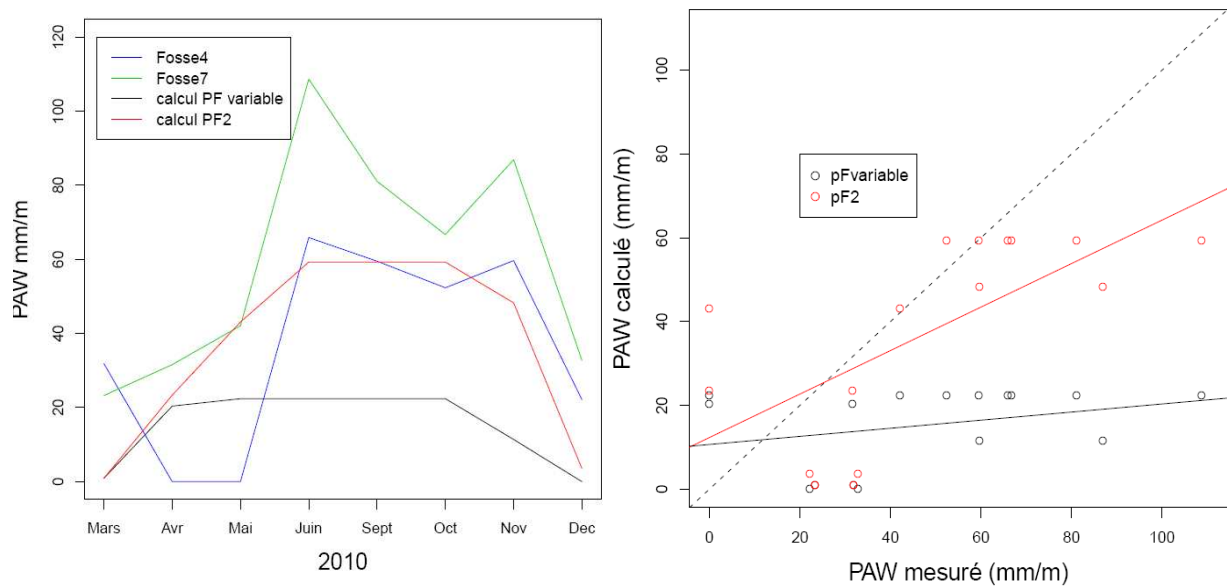


Figure 16 : Correspondance entre les valeurs de teneur en eau mesurées et modélisées pour les deux fosses de Mbaiki (Fosse 4 et Fosse 7), sur 1 m de profondeur et pour deux valeurs de capacité au champ : pF2 et pF variable selon la texture. Les données correspondent à l'année 2010, deux mois de la saison des pluies sont manquants : juillet et août.

3.5. Tests de sensibilité du modèle

Des erreurs sur l'évapotranspiration ont une forte influence sur l'estimation de PAW. Certaines années, une surestimation de l'ET de 10% peut multiplier par 10 le pourcentage de surface en condition de sécheresse. (Figure 17)

La profondeur d'enracinement influence PAW en ayant un impact sur PAW_{max} et la quantité d'eau qui peut être potentiellement stockée dans le sol pour supporter l'évapotranspiration pendant les périodes de faibles précipitations. Une diminution de la profondeur d'enracinement de la moitié (de 10 à 5 m de profondeur), double la surface en condition de sécheresse pour la plupart des années. (Figure 17b).

Comme nous l'avons vu avec les cartes de PAW_{max} , le modèle est aussi très sensible au pF choisi comme capacité au champ. Pour une profondeur de 5 m, l'utilisation du pF variable diminue fortement la capacité de rétention en eau du sol et multiplie souvent par 10 la surface en condition de sécheresse par rapport à un pF 2 (Figure 17c). Le choix de ce pF a aussi un effet sur les indices de sécheresse (Figure 15), sur le nombre de pixel pour lesquels EDI est supérieur à 0. En effet lorsqu'on choisit pF2, la réserve maximale en eau est très élevée (environ multipliée par 3) et on atteint moins souvent $PAW=0$. EDI est donc plus faible.

Quelques soient les paramètres choisis, lorsque le sol était très sec comme au début de l'année 2007, le modèle est toujours sensible à cette période de sécheresse qui a été très élevée relativement aux autres années.

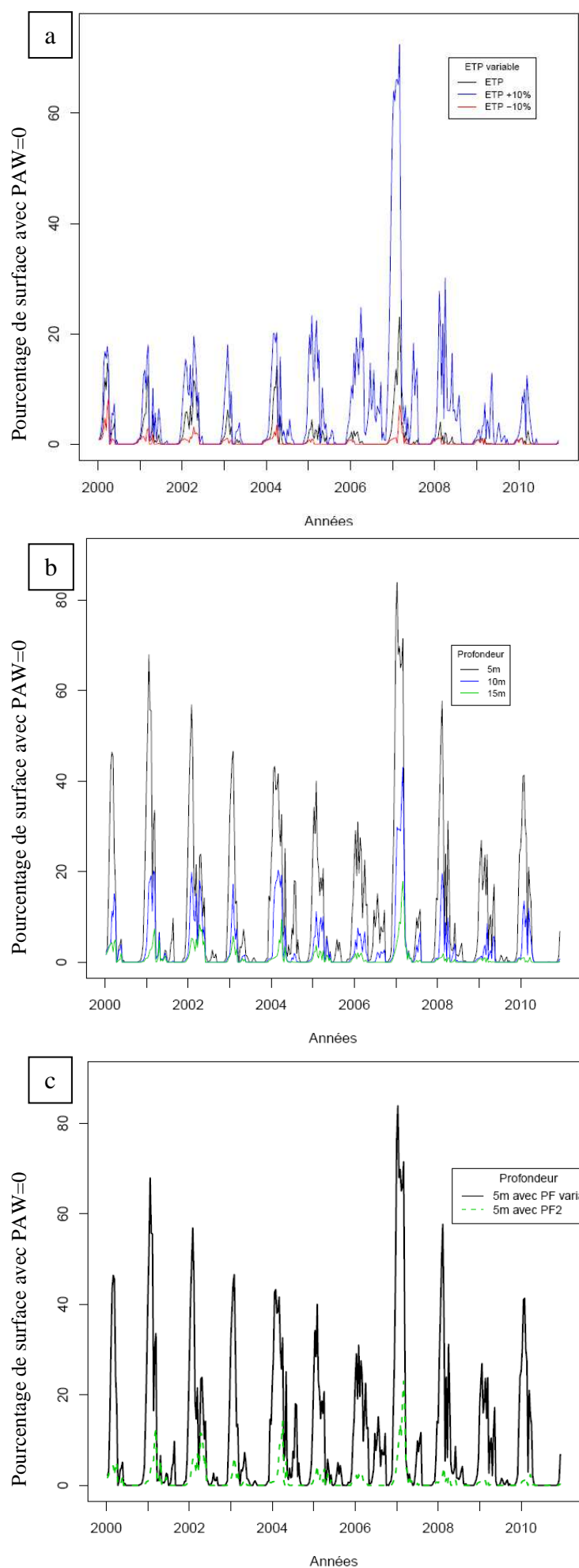


Figure 17 : Sensibilité du modèle aux variations d'ETP (a), de profondeur racinaire (b), et de pression choisie pour la capacité au champ (c)

3.6. Corrélation entre la distribution de deux espèces et les indices de sécheresse

Tableau 6 : Test de corrélations entre les indices de sécheresse et la distribution des espèces d'arbres, coefficient de corrélation de Spearman. Codes de significativité : 0 <***< 0.001 <**< 0.01 <*< 0.05

		Pourcentage d'arbres décidus		Triplochiton scleroxylon (espèce décidue)		Lophira alata (espèce sempervirente)	
Prof. (m)	pF (capacité au champ)	Coeff. Corr.	pvalue	Coeff. Corr.	pvalue	Coeff. Corr.	pvalue
5	variable	0,02	***	-0,04	***	0,00	
10	variable	-0,14	***	-0,02	***	0,02	***
5	2	-0,18	***	-0,03	***	0,00	
10	2	0,08	***	0,19	***	-0,02	***

Quelque soit l'indice de sécheresse choisit, la corrélation entre la durée de la saison sèche et le pourcentage d'arbres décidus par parcelle varie entre -0,18 et 0,08 (Tableau 6). La corrélation entre la densité de *Triplochiton scleroxylon*, espèce décidue, varie entre -0,04 et 0,19, et celle avec la densité de *Lophira alata*, espèce sempervirente varie entre -0,02 et 0,02. Ces corrélations sont significatives sauf pour *Lophira alata* à une profondeur de 5 m. Ainsi quelque soit la profondeur d'enracinement et le pF choisi pour la capacité au champ, la durée de la plus longue saison sèche et la distribution des espèces décidues et sempervirentes ne sont que très faiblement corrélées.

4. Discussion

4.1. Distribution de la réserve en eau maximale disponible pour les plantes

La distribution de PAW_{max} correspond à ce qui était attendu : les Arenosols, sols très sableux ont bien une faible capacité de rétention d'eau. Par contre, nous avons trouvé que PAW_{max} est aussi faible dans certains orthic Ferralsols, ceux des régions de Bangui et Ouesso. On peut expliquer ce résultat par la teneur élevée en éléments grossiers de ces sols (en particulier pour les Ferralsols de RCA, souvent remaniés) ou par leur texture : ces sols sont plus sableux que les autres orthic Ferralsols, du Cameroun par exemple. Ces observations sont conformes à celles observées par Franquin *et al.* (1988) : « Les sols ferralitiques appauvris mais aussi tous les sols sur grès sédimentaires de Carnot ont les réserves les plus faibles. » Nous trouvons dans le bassin du Congo pour une capacité au champ à pF2 et une profondeur d'enracinement de 5m un PAW_{max} de 191 à 1083 mm /10 m. Avec un protocole similaire et les mêmes paramètres, dans la forêt Amazonienne, Nepstad *et al.* (2004) ont construit une carte de PAW_{max} variant entre 250 et 2750 mm d'eau / 10 m sol. Les moyennes sont aussi différentes : 903 mm /10 m dans le bassin du Congo et 1496 mm /10 m dans le bassin Amazonien. Cette différence ne semble pas être liée à la texture des sols, puisque les Ferralsols et les Acrisols ont des teneurs en argile et en sable similaires dans notre étude et en Amazonie (*et al.* Quesada *et al.* 2010). La différence pourrait être liée aux fonctions de pédotransfert utilisées ou bien à la présence dans notre étude d'horizons qui limitent la pénétration racinaire. En effet, Nepstad *et al.* (2004) n'ont pas tenu compte d'horizons gravillonnaires ou cuirassés pour caculer les valeurs de PAW_{max} en Amazonie.

4.2. Distribution spatiale et temporelle des sécheresses

Les variations temporelles de PAW peuvent être très rapides : il peut pleuvoir beaucoup en très peu de temps. Dans nos données on observe ainsi des précipitations qui peuvent atteindre 400 mm d'eau en une décade (exemple : 444 mm en RDC 3ème décade d'octobre 2001). Ces événements peuvent permettre de remplir le réservoir du sol en un épisode de pluie surtout lorsque le sol a une faible capacité de rétention en eau (Figure 18b). Dans ce cas, lorsque l'état de sécheresse est atteint il l'est rarement longtemps. On peut alors observer deux patterns de PAW en fonction du temps (Figure 18). Le premier est constitué de sols qui n'atteignent quasiment jamais $PAW=0$ (Fig. 18a) tandis que le deuxième est constitué de sols qui atteignent régulièrement $PAW=0$ (Fig. 18b). Dans le premier pattern, on observe que PAW diminue souvent des années 2005 à 2007, et n'atteint plus PAW_{max} pendant les saisons des pluies de plusieurs années consécutives. Cette succession d'années sèches aboutit à un épisode de sécheresse fin 2006/début 2007. Il semblerait donc que la succession des années à faibles précipitations pourrait favoriser les sécheresses du sol. C'est ce qu'avait déjà remarqué Nepstad *et al.* en 2007, en mettant en place à Tapajos, Amazonie ($P=2000$ mm), un dispositif expérimental d'exclusion de 60 % des précipitations durant 4 ans. Ils ont finalement fait subir à la forêt un faible niveau de pluie durant 3 ans de suite : $P=1800, 1100, 1100$ et 600 mm. Leurs résultats montrent que la mortalité augmente seulement la dernière année de leur expérience, une fois que la réserve en eau du sol a atteint un seuil critique. Ils suggèrent que lors des premières années, les arbres allaient chercher l'eau au moins jusqu'à 11 m de profondeur (Nepstad *et al.* 1994). Ils suggèrent aussi que les très fortes mortalités observées à Bornéo et Sumatra après des événements El Nino peuvent être associées avec une réserve en eau qui est passée sous un seuil critique.

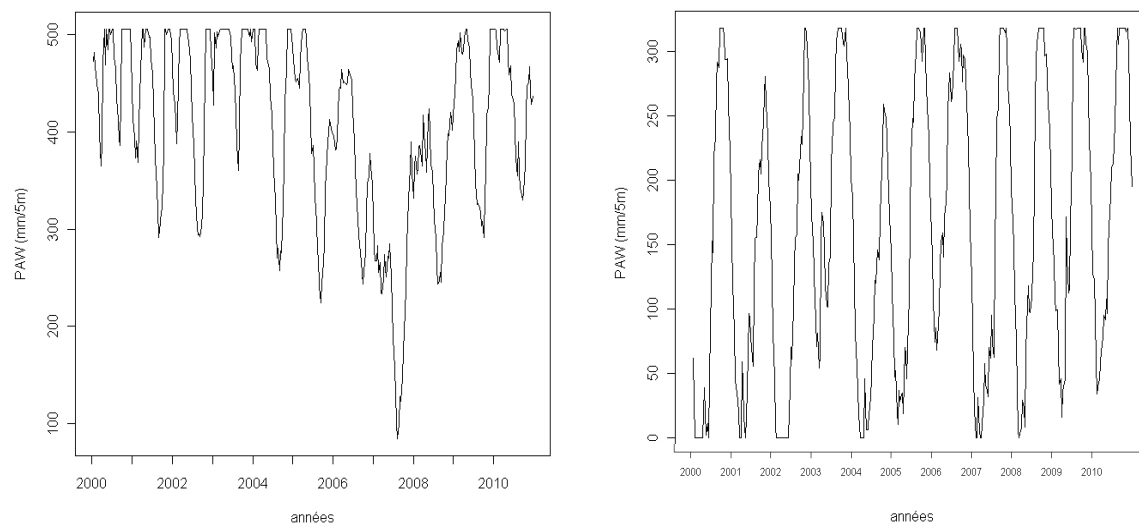


Figure 18 : PAW en fonction du temps dans deux pixels aux profils distincts (a) 13°40' E, 0°38' N (Orthic Ferralsols, précipitations : 1500 mm/an) (b) 18°16' E, 4°6' N (Orthic Ferralsols, précipitations : 1300 mm/an).

Avec une épaisseur de sol de 10m, la surface qui ne subit jamais de saison extrêmement sèche ($EDI=0$) occupe quasiment toute la carte (Figure 15c). Il semblerait qu'un enracinement de 10 m soit suffisant pour amortir le stress des sécheresses, surtout en considérant une capacité au champ à pF 2. Ce résultat est cohérent avec celui de Ichii *et al.* (2007) qui prédisent en Amazonie un enracinement compris entre 5 et 10 m dans les zones avec une longueur de saison sèche de 5 à 6 mois, en comparant la production primaire observée et des données satellites (en moyenne dans le bassin du Congo la saison sèche dure 4 à 6 mois).

Un modèle local journalier permettrait d'étudier plus en détail les conditions d'apparition des sécheresses et leur fréquence (Veenendaal *et al.* 1996, Cote d'Ivoire).

4.3. Limites du modèle de réserve en eau du sol et améliorations possibles des paramètres déjà utilisés

4.3.1. Avantages

L'avantage du modèle présenté ici est qu'il n'utilise que 3 paramètres : PAW_{max} , ETP et P. PAW_{max} peut-être calculé à partir de mesures de terrain simples (profondeur, texture, porosité). Ce faible nombre de paramètres permet de faire des simulations sur un grand nombre de types de sols et d'espèces d'arbres différents.

4.3.2. Sensibilité de PAW_{max} aux paramètres du sol

Point de flétrissement :

Le choix d'un potentiel matriciel de pF_{4,2} (-1500 kPa) pour mesurer l'humidité du sol au point de flétrissement est consensuel dans la littérature agronomique. Cependant, de nombreuses espèces d'arbres tolèrent des potentiels matriciels plus faibles (Tyree et al. 2003). Des auteurs en écologie forestière mesurent alors l'humidité au point de flétrissement pour un potentiel matriciel de pF 5 (-9000 kPa) (Kursar *et al.* 2005). Dans ce cas, la réserve maximale en eau disponible pour les plantes sera plus élevée que celle que nous avons calculée.

Capacité au champ :

Le choix d'un potentiel matriciel variable selon la granulométrie nous paraissait le plus pertinent (Combeau et Quantin, 1963 ; études dans la région de Bambari au centre de la RCA), cependant lors de la validation sur les deux fosses de Mbaiki, il est apparu qu'un pF₂ correspondait mieux à la réalité du terrain. Franquin *et al.* (1988) avaient aussi remarqué cette importance différence sur les sols de RCA : « Il y a parfois une différence importante entre l'humidité à la capacité au champ et celle correspondant à la capacité de rétention, ce qui peut fausser l'estimation de la réserve utile pour les plantes. [...] Nos observations (Cointepas, 1981, non publié), confirmées par celles de Hallaire (1977), mettent en évidence la difficulté de mesurer la capacité au champ. Le changement dans la vitesse de ressuyage, signalé par Feodoroff (1977), n'est pas toujours nettement perceptible. » « On n'observe pas, comme c'est le cas en régions tempérées, de palier dans la vitesse de ré-essuyage du sol après les pluies et la notion de capacité au champ ne correspond pas à la réalité observée. Pendant la saison des pluies le profil des sols que nous avons suivis se stabilise à un pF compris entre 1,8 et 2 » Ainsi une capacité au champ à pF₂ correspondrait aux valeurs trouvées par Franquin et ses collaborateurs et serait expliqué par une vitesse de ressuyage des sols faible en saison des pluies. C'est peut-être aussi ce qui a conduit Nepstad et al (2004) à choisir la valeur de pF₂ pour tous les sols de l'Amazonie, quelque soit la texture.

Fonctions de pédotransfert :

En plus de l'incertitude liée au choix du pF, une autre incertitude demeure sur les fonctions de pédotransfert. Nous avons mesuré ces teneurs en eau sur des échantillons perturbés. Or pour être exactes les mesures de teneur en eau doivent être réalisées sur des échantillons de sol non perturbés (Minasny & Hartemink 2011). On pourrait s'inspirer de Pidgeon (1972) qui, pour des sols ferrallitiques d'Ouganda, a proposé une équation pour prédire la teneur en eau à la capacité au champ « in situ » à partir de la teneur en eau à la capacité au champ sur des sols perturbés.

Densité apparente

La densité apparente influe sur la porosité des sols et donc leur capacité à retenir l'eau.

A défaut de données plus précises, nous avons considéré une densité apparente de 1,4 mais en réalité la densité apparente varie verticalement et suivant le matériau originel (Jeu 1). En utilisant une densité apparente variable selon les types de sols et la profondeur on accentuerait les différences de PAW_{max} et donc d'EDI.

Profondeur d'enracinement

Un enracinement profond protège les arbres des effets immédiats de la sécheresse. Sur le terra firme Amazonien, on considère que la profondeur d'enracinement nécessaire pour supporter la sécheresse est selon les auteurs: de plus de 10 m pour résister à toutes les saisons sèches (Nepstad 1994 et Jipp 1998) ; ou de 3 à 5 m pour une saison sèche de 3-4 mois et de 5 à 10 m pour une saison sèche de 5-6 mois (Ichii *et al.* 2007). Il existe peu de données sur la profondeur d'enracinement des arbres dans le bassin du Congo. Il semblerait que cet enracinement soit au moins de 5 m sur les grès de Carnot (région de Ngotto coordonnées : 4°2' N, 17°19' E) et au moins de 8 m sur les grès-quartzites (région de Mbaiki, (3° 53' N, 18° 0' E).) (Wonkam, En cours). Au vu de nos cartes d'indices de sécheresse EDI à 10 m, il semblerait en effet qu'avec une profondeur racinaire de 10 m les arbres ne subissent plus de sécheresse. Les obstacles à l'enracinement sont variés : la roche-mère inaltérée (Lithosols), les carapaces ou cuirasses ferrugineuses et les horizons de Gley ou de pseudogley. Les horizons gravillonnaires importants (plus de 70% d'éléments grossiers) ou les cuirasses peuvent empêcher les racines de passer (Franquin *et al.* 1988) ou du moins diminuer très fortement la quantité d'eau disponible dans le sol. Nous avons pris en compte ces éléments grossiers dans le sol seulement lorsqu'ils apparaissaient dans les fosses. Or dans certains Ferralsols à l'est des Arenosols (nord-est de la carte, Figure 4), au vu des quelques fosses profondes et de la carte géologique de la Figure 3, il semblerait que la cuirasse soit présente entre 3 et 5 m de profondeur. En extrapolant PAW_{max} à partir du dernier horizon connu on néglige ces horizons défavorables aux racines et à la réserve en eau. Ainsi on surestimerait la profondeur d'enracinement et donc aussi PAW_{max} dans les régions de cuirasses et d'horizons gravillonnaires marqués.

Nous pourrions améliorer PAW_{max} en utilisant une profondeur d'enracinement variable selon les unités pédologiques, à condition de connaître les profondeurs des horizons barrières à l'enracinement.

Difficultés de construction de la carte de PAW_{max} :

A propos de la profondeur des sols, Franquin avait remarqué l'extrême variabilité de la profondeur des sols de République Centrafricaine. « Ce qui ne permet pas d'en dresser une carte pour l'ensemble du pays. Cela rendrait très difficile une étude du bilan hydrique à l'échelle du bassin ou de la région. » (Franquin *et al.* 1988)

Toujours selon Franquin : « La gamme des réserves hydriques est extrêmement variable d'un profil à l'autre. Il est donc impossible d'en déduire une loi de répartition, même à l'échelle régionale. La considération des types de sol ne permet qu'une distinction approximative.[...] On note parfois des écarts considérables et souvent à de faibles distances. C'est le cas pour les sols ferralitiques remaniés [Orthic Ferralsols] dont la teneur en éléments grossiers est très variable. » Nous avons observé cette variabilité au sein des pixels de 8 km. Certaines fosses du jeu de données 2 sont distantes de seulement quelques centaines de mètres et ont des réserves en eau maximales très différentes.

Cette remarque de Franquin est d'autant plus essentielle que l'échelle de la carte pédologique utilisée est très grossière. Certaines fosses ne sont donc pas représentatives de l'unité pédologique où elles sont placées, ce qui peut expliquer la grande variabilité de PAW_{max} observé à l'intérieur d'une unité pédologique.

4.3.3. Confrontation aux données de terrain et sensibilité des paramètres

Le modèle simule plutôt bien la dynamique de l'eau dans le sol, comme nous l'avons observé en comparant la teneur en eau simulée à celle mesurée dans deux fosses de République Centrafricaine, appartenant à la même forêt et sur une année (Figure 16). Lors des prochaines années ces mesures de terrain devraient continuer et être complémentées par des données sur d'autres sols, à commencer par Ngotto sur les Arenosols, sous forêt sempervirente.

D'autres parts, les données d'évapotranspiration potentielle que nous avons utilisées ne sont pas spatialisées. Des données issues de télédétection devraient prochainement être disponibles (Meteosat MSG)

4.3.4. Paramètres non pris en compte

Nous n'avons pas pris en compte la conductivité hydraulique. Celle-ci détermine la capacité du sol à se laisser traverser par l'eau. A saturation, un horizon sableux aura généralement une conductivité hydraulique supérieure à celle d'un horizon argileux, impliquant une plus grande infiltration de l'eau dans le sol (Leenhardt *et al.* 1994). En prenant cette conductivité hydraulique en compte, nous aurions certainement diminué la teneur en eau des sols les plus sableux, comme les sols issus de grès de Carnot.

PAW est aussi influencé par la profondeur de la nappe phréatique et les variations saisonnières de sa profondeur. Notre modèle sous-estime la réserve en eau des forêts qui reçoivent un apport d'eau par les nappes phréatiques des régions voisines, qui atteignent les racines profondes. Le cas le plus frappant se situe dans l'extrême sud-est (Figure 14) où le marécage ne correspond pas à une valeur de PAW_{max} très élevée (relativement aux autres zones, sur le terrain plus sèches), quelque soient les paramètres pris en compte.

En revanche, nous surestimons la quantité d'eau entrant dans le sol pour les forêts avec forts taux d'**interception**, des pentes élevées ou des faibles taux d'infiltration, en lien avec le **ruissellement**. Dans la forêt Amazonienne, l'interception est estimée à environ 10% des précipitations (Lloyd and Marques 1988, Shuttleworth 1988). Cependant les forêts dans lesquelles ces données ont été estimées ont une canopée plus dense que celles du Bassin du Congo (S. Gourlet-Fleury, comm. perso). Il semble que nous surestimons les précipitations au sol de moins de 10 %. D'autre part, si l'eau ne s'évapore pas tout de suite, l'interception permet parfois de redistribuer les précipitations et donc de limiter le ruissellement par comparaison avec les prairies (Hodnett *et al.* 1994).

Le tableau 7 permet de résumer et d'évaluer qualitativement l'effet des choix que nous avons effectué dans notre modèle.

Tableau 7 : Choix de modélisation et effets potentiels sur l'estimation de PAW

Paramètres	Effet sur PAW
Point de flétrissement pF4. 2	Sous-estimation
Sans interception des feuillages	Sous-estimation
Sans ruissellement	Surestimation
Sans nappe phréatique	Sous-estimation
Extension en profondeur du dernier horizon disponible	Surestimation
Densité apparente 1,4	Indéterminé
Echantillons de sols perturbés	Dépendant des types de sols
Sans conductivité hydraulique	Dépendant des types de sols

4.4. Faible impact de la durée de la saison sèche extrême sur la végétation

4.4.1. Faibles corrélations obtenues

Notre hypothèse de départ était que l'espèce décidue, *T. scleroxyon*, se trouve préférentiellement sur les zones caractérisées par une forte intensité de stress hydrique. Cependant, nous avons obtenu de faibles corrélations entre la durée de la saison sèche extrême et la densité d'arbres décidus ou la densité de *Lophira alata* et *Triplochiton scleroxylon*. La durée de la saison sèche extrême sur la végétation semble donc n'avoir qu'un faible impact sur la distribution des espèces forestières décidues ou sempervirente, que ce soit pour l'ensemble des espèces ou pour les espèces les plus caractéristiques du point de vue phénologique.

Il se peut que l'échelle grossière utilisée à la fois pour délimiter les unités pédologiques (1 : 5 000 000) et pour les pixels de 8 km, ne permette pas de capter des variations locales dans la distribution des espèces qui seraient liées à l'indice de sécheresse.

Nous avons choisis deux espèces dont le comportement est caractéristique des sempervirentes et des décidues, cependant ces tests de corrélation pourraient être validés sur d'autres espèces (inventaires forestiers Fayolle et al., soumis).

4.4.2. Autres indices de teneur en eau du sol

Bien que la corrélation entre les distributions des espèces et la durée de la saison sèche la plus longue soit faible, il se peut que la phénologie des espèces forestières du bassin du Congo soit tout de même dépendante de la teneur en eau du sol. On peut émettre l'hypothèse de l'influence de deux autres facteurs :

- importance de la succession des années sèches
- importance des années extrêmes

En ce qui concerne la succession des années sèches, dix années de mesures ne sont pas suffisantes pour évaluer une véritable succession d'années sèches. La difficulté réside aussi dans la définition d'un indice exploitable : quel est le seuil pour considérer une année comme sèche ?

Le facteur majeur des variabilités climatiques interannuelles dans la plupart des régions de forêt tropicale est l'événement El niño, une oscillation de 3-5 ans de la température de surface de la mer et des patterns de pression atmosphérique dans l'océan pacifique équatorial. Les précipitations sur le bassin du Congo sont aussi fortement influencées par les North Atlantic Oscillations, des années exceptionnellement sèches peuvent alors se produire (environ une tous les 10 à 20 ans, Figure 5). Dans la décade que nous avons étudiée il n'y a pas d'évènements El Niño très important mais un léger événement NAO en 2006. Or on sait que les années de sécheresse extrême telles que 1982/3, 1987 ou 1997 (El Niño) ont un effet sur la mortalité des populations forestières de la région (Veenendaal *et al.* 1995). Enfin, Nepstad *et al.* (2007) montrent que la mortalité augmente une fois que la réserve en eau du sol a atteint un seuil critique (rôle des racines profondes pour survivre). Il faudrait calculer l'indice de sécheresse extrême EDI avec des données correspondant à une de ces années extrêmes pour tester si ces années exceptionnellement sèches ont un effet sur la distribution des espèces sempervirentes et décidues.

4.4.3. Autres facteurs explicatifs de la répartition des deux espèces

Enfin, si la distribution des espèces sempervirentes et décidues n'est pas liée à la teneur en eau du sol, il faut reprendre la conclusion de Fayolle *et al.* (soumis) et tester

d'autres hypothèses. L'étude concluait à l'influence de la géologie sur la distribution des espèces. Si cette influence n'est pas liée à la teneur en eau du sol elle pourrait être liée à la fertilité du sol, en particulier à la teneur en phosphore (P) disponible pour les plantes et en azote (N). Leur influence sur les vitesses de croissance et taux de mortalité des espèces sempervirente et décidues a déjà été montrée au Ghana (Baker *et al.* 2003). Nous disposons de ces données pour les 21 Fosses CoForChange, il y a a priori peu de différences entre le P, et un peu plus pour N entre les fosses recouvertes par des forêts sempervirente ou décidues (données non montrées)

Une autre caractéristique de cette zone est l'omniprésence de l'homme. Les densités de population sont relativement faibles dans la zone des grès de Carnot, probablement parce qu'il existe de rares sources autour desquelles peuvent s'établir des villages. Les hommes influencent la végétation par les feux et coupes qui modifient les conditions du milieu (ouverture de la couverture végétale, augmentation du ruissellement...) et favorisent l'installation de plantes pionnières, souvent décidues.

Dans la même optique, la distribution des espèces sempervirentes et décidues trouve peut-être son explication dans les événements passés, que ce soit le climat ou l'action de l'homme. Pour l'instant les connaissances sur l'histoire de cette zone sont faibles, il semblerait qu'il y a eu une période de savanes il y a 2500 ans. Cette importante destruction des forêts d'Afrique Centrale exerce toujours une influence forte sur la végétation présente aujourd'hui (Maley *et al.* 2001).

4.5.Changement climatique et sécheresses

Précipitations et évapotranspiration sont à peu près équivalentes à travers le bassin du Congo durant la plupart des années, avec des précipitations totales qui sont parfois inférieures à l'évapotranspiration ce qui induit des années de sécheresse. De telles sécheresses peuvent devenir plus communes si les événements El Niño et NAO (North Atlantic Oscillation) deviennent plus fréquents et sévères, si les précipitations sont diminuées par la déforestation et les feux, et si le réchauffement climatique continue. Des augmentations de seulement 10% de l'évapotranspiration peuvent avoir des effets sévères sur le déficit hydrique des arbres du bassin du Congo (année 2007 Figure 5, et Nepstad *et al.* 2004).

Un changement climatique pourrait aussi induire une augmentation de la fréquence des feux : lors des grandes sécheresses de 1982/1983, une partie du dispositif de Mbaiki (RCA) a été parcouru par le feu. Orgles (1994), Hawthorne (1994) au Ghana et Veenendaal *et al.* 1995 en Cote d'Ivoire, ont aussi décrit d'importants feux de forêts dans les forêts les plus sèches pendant cet épisode El Niño. Ils ont aussi montré que les dommages causés par les feux sont accentués dans les forêts perturbées par l'exploitation. D'autre part, la sécheresse a une influence sur la croissance et la mortalité des arbres, et donc sur le stockage de carbone (Nepstad *et al.* 2002). L'exploitation forestière doit donc être adaptée à ce changement climatique, l'effet des sécheresses extrêmes doit être repensé dans le cadre de la gestion durable des forêts.

Conclusion

Ce travail est une des premières estimations de la réserve en eau du sol disponible pour les plantes dans le bassin du Congo. Malgré les nombreuses incertitudes restantes, ce modèle permet de montrer que comme attendu les Arénosols ont une faible réserve en eau mais d'autres sols aussi, comme certains Ferralsols. Nous avons pu construire des cartes de réserve maximale en eau du sol et des cartes d'indices de sécheresse qui pourront être réutilisées dans le cadre d'autres travaux sur cette région.

Le modèle pourra être simulé avec d'autres scénarios : avec une évapotranspiration potentielle variable spatialement, avec des données climatiques contenant des années El Niño, ou avec des prédictions futures liées aux modèles de changement climatiques.

Grâce à sa simplicité, le modèle pourrait aussi être assez facilement appliqué en simulant les conditions d'autres sites tropicaux, en connaissant P, ETP et la texture principale des sols de ces sites. Cela permettrait probablement d'expliquer les différences d'impacts d'événements El Nino sur la mortalité des arbres.

L'avantage de ce modèle est aussi de comparer deux profondeurs d'enracinement : finalement, si on considère que les arbres ont une profondeur d'enracinement de 10 m (ce qui semble être validé par les quelques études d'enracinement en forêt et en plantations), ne peut-on pas considérer qu'à l'exception de l'est de la RCA, les arbres ne subissent pas de stress hydrique lors d'années « normales » ? Cela reste-il valable dans le cas d'une année El Nino ? En effet, on sait que dans d'autres régions du monde (au Panama, Condit *et al.* 2004 ; au Brésil, Williamson *et al.* 2001, Laurance *et al.* 2001 ; au Sarawak, Nakagawa *et al.* 2000, Potts 2003), les impacts des épisodes El Niño sur la mortalité des arbres sont variables selon les précipitations et les températures de la zone impactée et les espèces d'arbres.

Nous avons aussi pu soulever la question des potentiels matriciels à la capacité au champ et au point de flétrissement, bien que nous ne puissions conclure sur les valeurs à utiliser. Le choix de ces potentiels matriciels peut pourtant amener à des résultats très variables. Cette incertitude doit être prise en compte dans les études du stress hydrique chez les plantes.

Quant à la question de la répartition des espèces forestières, en particulier du paradoxe de la présence d'espèces sempervirentes sur les sols issus de grès de Carnot, il faudra de nouvelles études pour y répondre. On peut suggérer deux voies possibles : une mesure de la teneur en eau du sol suivie dans le temps sur au moins deux substrats (Arenosol et un autre) ; et une étude approfondie de la fertilité des sols des forêts du bassin du Congo.

Remerciements

Je voudrais remercier toutes les personnes qui ont contribué en quelque façon que ce soit à mon stage et à mon rapport, en particulier Vincent Freycon et Valéry Gond qui ont lancé ce projet. Vincent Freycon a supervisé et aiguillé mon travail. Je le remercie pour son attention, et pour tout le temps qu'il m'a consacré, ses conseils ont été très utiles et appréciés.

Par sa connaissance de l'écologie des forêts du Bassin du Congo, Sylvie Gourlet-Fleury m'a permis de comprendre les enjeux autour de ces forêts et la pertinence de la problématique posée par cette étude.

Je remercie aussi les membres de l'UR 105 du CIRAD 'Biens et services des écosystèmes forestiers tropicaux', qui étaient toujours prêts à m'aider et qui ont su m'expliquer avec patience leurs thématiques de recherches. En particulier, je voudrais remercier A. Fayolle pour le jeu de données sur les inventaires forestiers et F. Mortier et G. Cornu pour leur appui statistique et informatique.

Bibliographie

- Aerts, R. 1995.** « The advantages of being evergreen ». *Trends in Ecology & Evolution* 10 (10): 402-407.
- Avenard, Jean Michel. 1974.** *Aspects du contact forêt-savane dans le centre et l'ouest de la Côte d'Ivoire: étude descriptive.* IRD Editions.
- Baker, T. R., D. F. R. P. Burslem, et M. D. Swaine. 2003.** « Associations Between Tree Growth, Soil Fertility and Water Availability at Local and Regional Scales in Ghanaian Tropical Rain Forest ». *Journal of Tropical Ecology* 19 (02): 109-125.
- Beaudou 1971** Cah. ORSTOM sér. Pédol., vol. IX, n°2
- Benoit-Janin P. 1954.** Etude sur les sols issus de la décomposition des grès de Carnot. ORSTOM.
- Benoit-Janin P. 1956a.** Les sols de la région de Bambio. ORSTOM
- Benoit-Janin P. 1956b.** Etude physico-chimique des sols de la plantation de caféiers Bourdil (district de Carnot). ORSTOM
- Benoit-Janin P. 1957a.** Rapport des prospections de la piste Bimon-pama et du village Sakpa (ouest de Bangui - Oubangui). ORSTOM
- Benoit-Janin P. 1958a.** La plantation de caféiers Cattin (district de Boda, République Centrafricaine). ORSTOM
- Benoit-Janin P. 1958b.** Les champs d'essai de l'I.R.C.T. dans l'ouest-oubangui. Campagne 1957-1958. ORSTOM.
- Benoit-Janin P. 1958c.** Les sols sur dolérites de Batalimo. District de M'Baiki. ORSTOM.
- Benoit-Janin P. 1960.** Note sur la plantation CFSO de Salo. ORSTOM
- Benoit-Janin P. 1961.** Esquisse pédologique du district de M'Baiki. ORSTOM
- Benoit-Janin P. 1962a.** Esquisse pédologique du district de Nola. ORSTOM
- Benoit-Janin P. 1962b.** Esquisse pédologique du district de Boda. ORSTOM
- Bocquier G. 1956a.** Observations pédologiques sur les sols des palmeraies C. F. H. B. C. d'Ouessou. ORSTOM
- Bocquier G. 1956b.** Etude pédologique de la ferme d'Elenzo- ferme régionale de la Sangha (district de Souanké). ORSTOM
- Bocquier G. 1957.** Observations pédologiques dans le district d'Ouessou. ORSTOM
- Bocquier G. 1960** Caractérisation de quelques profils pédologiques observés dans le district de Souanke (République du Congo). ORTSOM
- De Boissezon P. 1963** Reconnaissance pédologique de la zone layonnée « Bolemba-Mingi-Bokafe » (Lobaye). Rapport de terrain ORSTOM
- De Boissezon P. 1965.** Etude pédologique des environs d'Elogo (Sangha). ORSTOM
- Boissezon, Martin, et Gras. 1968.** Atlas du Congo, planche IX, 1 : 2 000 000.
- Bonneau, M. 1961.** « Evaluation au laboratoire de la capacité au champ en fonction de la texture ». *Bulletin de l'Association Française pour l'Etude du Sol. Sciences du sol*: 16-26.
- Borchert, R. 1991.** « Growth periodicity and dormancy ». *Physiology of trees.* Wiley, New york: 221-245.
- Boulvert Y. 1976.** Notice explicative n°64. Carte pédologique de la République Centrafricaine. Feuille Bangui à 1/ 200 000. ORSTOM
- Boulvert, Yves. 1983.** *Carte pédologique de la République Centrafricaine à 1/1 000 000.* Notice Explicative 100. ORSTOM

- Bourgeon, G., et J-P. Pascal. 1986.** « Influence des heritages morphopedologiques dans la repartition des formations forestieres: region de Sorab-Siddapur (Inde du Sud) ». *Bois et Forets des Tropiques* (214): 3-22.
- Brugière J.M. 1954.** Prospections pédologiques dans le district de Souanke. ORSTOM
- Bruno, R.D., H. R. da Rocha, H.C. de Freitas, M.L. Goulden, et S.D. Miller. 2006.** « Soil moisture dynamics in an eastern Amazonian tropical forest ». *Hydrological Processes* 20 : 2477-2489.
- Canadell, J., R. B. Jackson, J. B. Ehleringer, H. A. Mooney, O. E. Sala, et E.-D. Schulze. 1996.** « Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale ». *Oecologia* 108 (4): 583-595.
- Chamayou, P., et Legros. 1989.** *Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol*. Agence de coopération culturelle et technique.
- Combeau, A., et P. Quantin. 1963.** « Observations sur la capacité au champs de quelques sols ferrallitiques ». *Science du sol*: 5.
- Condit, R., S. Aguilar, A. Hernandez, R. Perez, S. Lao, G. Angehr, S.P. Hubbell, et R.B. Foster. 2004.** « Tropical Forest Dynamics Across a Rainfall Gradient and the Impact of an El Niño Dry Season ». *Journal of Tropical Ecology* 20 (01): 51-72.
- Defries, R. S, M. C Hansen, J. R. G Townshend, A. C Janetos, et T. R Loveland. 2000.** « A new global 1 km dataset of percentage tree cover derived from remote sensing ». *Global Change Biology* 6 (2) : 247-254.
- Eilers, V.H.M., R.C. Carter, et K.R. Rushton. 2007.** « A single layer soil water balance model for estimating deep drainage (potential recharge): An application to cropped land in semi-arid North-east Nigeria ». *Geoderma* 140 (1-2): 119-131.
- Engelbrecht, B.M.J., L.S. Comita, R. Condit, T.A. Kursar, M.T. Tyree, B.L. Turner, et S.P. Hubbell. 2007.** « Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests ». *Nature* 447 (7140) : 80-82.
- Feodoroff, A. 1962.** « Ressuyage du sol et capacité de rétention pour l'eau ». *Ann. agron* 13 (6): 523-547.
- Fayolle A., B. Engelbrecht, V. Freycon, M. Réjou-Méchain, M. Swaine, J.L. Doucet, N. Fauvet, C. Doumenge, S. Gourlet-Fleury. Soumis.** Environmental dominants of tree species and trait distributions in moist forests of the Congo Basin.
- Fischer, G., F. Nachtergaele, S. Prieler, H.T. van Velthuisen, L. Verelst, D. Wiberg, 2008.** *Global Agro-ecological Zones Assessment for Agriculture (GAEZ 2008)*. IIASA, Laxenburg, Austria and FAO, Rome, Italy.
- Franquin, P., R. Diziain, J-P. Cointepas, Y. Boulvert, et B. Le Rouget. 1988.** *Agroclimatologie du Centrafrique*. ORSTOM.
- Franco, A. C., M. Bustamante, L. S. Caldas, G. Goldstein, F. C. Meinzer, A. R. Kozovits, P. Rundel, et Vera T. R. Coradin. 2004.** « Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit ». *Trees* 19 (3) : 326-335.
- Givnish, Thomas J. 2002.** « Adaptive significance of evergreen vs. deciduous leaves: solving the triple paradox ». *Silva Fennica* 36 (3): 703-743.
- Goldstein, G., F. Rada, P. Rundel, A. Azocar, et A. Orozco. 1989.** « Gas exchange and water relations of evergreen and deciduous tropical savanna trees ». *Annales des Sciences Forestières* 46 (Supplement): 6.
- Gourlet-Fleury, S., V. Rossi, M. Rejou-Mechain, V. Freycon, A. Fayolle, L. Saint-André, G. Cornu, J. Gérard, J-M. Sarrailh, O. Flores, F. Baya, A. Billand, N. Fauvet, M. Gally, M. Henry, D. Hubert, A. Pasquier, N. Picard. 2011.** « Environmental filtering of dense-wooded species controls above-ground biomass stored in African moist forests ». *Journal of Ecology* 99 (4) : 981-990.

- Granier, A., N. Bréda, P. Biron, et S. Villette. 1999.** « A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands ». *Ecological Modelling* 116 (2-3) : 269-283.
- Grisebach, A. 1884.** « Die Vegetation der Erde: nach ihrer Klimatischen Anordnung. Ein Abriss der Vergleichenden Geographie der Pflanzen » 1.
- Hawthorne, W.D. 1994.** « Fire damage and forest regeneration in Ghana ». *ODA Forestry Series* 4. Natural Resources Institute, Chatham, United Kingdom.
- Hodnett, M.G., L. Pimentel da Silva, H.R. da Rocha, et R. Cruz Senna. 1995.** « Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian rainforest and pasture ». *Journal of Hydrology* 170 (1-4) : 233-254.
- Humbel, F.X. 1974.** « La compacité de sols ferrallitiques du Cameroun: Une zonalité dans ce milieu en relation avec la dessiccation saisonnière ». ORSTOM.
- Ichii, K., H. Hashimoto, M.A. White, C. Potter, L.R. Hutya, A.R. Huete, R.B. Myneni, et R.R. Nemani. 2007.** « Constraining rooting depths in tropical rainforests using satellite data and ecosystem modeling for accurate simulation of gross primary production seasonality ». *Global Change Biology* 13 (1) : 67-77.
- IUSS Working Group WRB. (2006).** "World reference base for soil resources 2006." FAO, Rome.
- Jackson, R.B., J.S. Sperry, et T.E. Dawson. 2000.** « Root water uptake and transport: using physiological processes in global predictions ». *Trends in Plant Science* 5 (11) : 482-488.
- Kursar, T.A., B.M.J. Engelbrecht, et M.T. Tyree. 2005.** « A Comparison of Methods for Determining Soil Water Availability in Two Sites in Panama with Similar Rainfall but Distinct Tree Communities ». *Journal of Tropical Ecology* 21 (03): 297-305.
- Laurance, W. F., G.B. Williamson, P. Delamônica, A.Oliveira, T.E. Lovejoy, C. Gascon, et L. Pohl. 2001.** « Effects of a Strong Drought on Amazonian Forest Fragments and Edges ». *Journal of Tropical Ecology* 17 (06): 771-785.
- Leenhardt, D., M. Voltz, et M. Bornand. 1994.** « Propagation of the error of spatial prediction of soil properties in simulating crop evapotranspiration ». *European Journal of Soil Science* 45 (3) : 303-310.
- Lloyd, C.R., J.H.C. Gash, W.J. Shuttleworth, et A. de O. Marques F. 1988.** « The measurement and modelling of rainfall interception by Amazonian rain forest ». *Agricultural and Forest Meteorology* 43 (3-4) : 277-294.
- Maley, J. 2001.** « La destruction catastrophique des forêts d'Afrique centrale survenue il y a environ 2500 ans exerce encore une influence majeure sur la répartition actuelle des formations végétales ». *Systematics and Geography of Plants* 71 (2) : 777-796.
- Malhi, Y., et J. Wright. 2004.** « Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 359 (1443): 311 -329.
- Minasny, B., et A.E. Hartemink. 2011.** « Predicting soil properties in the tropics ». *Earth-Science Reviews* 106 (1-2) : 52-62.
- Ministère des Mines, de l'Energie et de l'Hydraulique. 2000.** Mise en valeur du secteur de l'eau en République Centrafricaine. 76 p.
- Monk, Carl D. 1966.** « An Ecological Significance of Evergreenness ». *Ecology* 47 (3) : 504.
- Moukolo, N., et M-J. Samba-Kimbata. 1992.** *Hydrogéologie du Congo*. Editions du BRGM.
- Muller, J-P, et M. Gavaud. 1979.** « Les sols du Cameroun ». *Atlas de la République Unie du Cameroun*. Jeune Afrique: 25-27.
- Murata, N., S. Ohta, A. Ishida, M. Kanzaki, C. Wachirinrat, T. Artchawakom, et H. Sase. 2009.** « Comparison of soil depths between evergreen and deciduous forests as a

- determinant of their distribution, Northeast Thailand ». *Journal of Forest Research* 14 (4) : 212-220.
- Nakagawa, M., K. Tanaka, T. Nakashizuka, T. Ohkubo, T. Kato, T. Maeda, K. Sato. 2000.** « Impact of Severe Drought Associated with the 1997–1998 El Niño in a Tropical Forest in Sarawak ». *Journal of Tropical Ecology* 16 (03): 355-367.
- Nepstad, D.C., C.R. de Carvalho, E.A. Davidson, P.H. Jipp, P.A. Lefebvre, G.H. Negreiros, E.D. da Silva, T.A. Stone, S.E. Trumbore, S. Vieira. 1994.** « The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures ». *Nature* 372 (6507) (décembre 15): 666-669.
- Nepstad, D.C., P. Moutinho, M. B. Dias-Filho, E. Davidson, G. Cardinot, D. Markewitz, R. Figueiredo, N. Vianna, J. Chambers, D. Ray, J.B. Guerreiros, P. Lefebvre, L. Sternberg, M. Moreira, L. Barros, F.Y. Ishida, I. Tohlver, E. Belk, K. Kalif, K. Schwalbe. 2002.** « The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest ». *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 107t
- Nepstad, D., P. Lefebvre, U. Lopes da Silva, J. Tomasella, P. Schlesinger, L. Solórzano, P. Moutinho, D. R., J. Guerreira Benito. 2004.** « Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis ». *Global Change Biology* 10 (5) : 704-717.
- Nepstad, D. C., Tohver, I. M., Ray, D., Moutinho, P., and Cardinot, G. 2007.** Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. *Ecology* 88, 2259-2269.
- Newbery, D.M., et M. Lingenfelder. 2008.** Plurality of tree species responses to drought perturbation in Bornean tropical rain forest. *Forest Ecology*, éd par. A. G. Valk, 147-167. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Orgle, T.K. 1994.** Ecology of burnt forests in Ghana. Aberdeen University.
- Osborn T.J. 2006** Recent variations in the winter North Atlantic Oscillation. *Weather* **61**, 353-355
- Palmiotto, P. A, S.J. Davies, K. A. Vogt, M. S Ashton, D. J. Vogt, et P. S. Ashton. 2004.** « Soil-related habitat specialization in dipterocarp rain forest tree species in Borneo ». *Journal of Ecology* 92 (4) : 609-623.
- Peltre, P. 1977.** *Le V baoulé: Côte d'Ivoire Centrale, héritage géomorphologique et paléoclimatique dans le tracé du contact forêt-savane*. ORSTOM. Vol. 80.
- Piedallu, C., J-C. Gégout, A. Bruand, et I. Seynave. 2011.** « Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands ». *Geoderma* 160 (3-4) : 355-366.
- Potts, M.D. 2003.** « Drought in a Bornean everwet rain forest ». *Journal of Ecology* 91 (3) : 467-474.
- Quantin P. 1965.** Les sols de la République Centrafricaine. ORSTOM.
- Quesada, C.A., J. Lloyd, L.O. Anderson, N.M. Fyllas, M. Schwarz, et C.I. Czimczik. 2009.** « Soils of amazonia with particular reference to the rainfor sites ». *Biogeosciences Discuss.* 6 (2) : 3851-3921.
- Reich, P.B., et R. Borchert. 1988.** « Changes with Leaf Age in Stomatal Function and Water Status of Several Tropical Tree Species ». *Biotropica* 20 (1) : 60-69.
- Rieffel J.M. 1969.** Note sur les sols des palmeraies d'Etoumbi. ORSTOM.
- Riou, C. 1972.** « Étude de l'évaporation en Afrique centrale ». *Cahiers de l'ORSTOM, sér. Hydrol*: 39–52.
- Russo, S.E, S.J. Davies, D.A. King, et S. Tan. 2005.** « Soil related performance variation and distributions of tree species in a Bornean rain forest ». *Journal of Ecology* 93 (5) : 879-889.

- Sakurai, K, Tanaka S, Ishizuka S, et Kanzaki M. 1998.** « Differences in Soil Properties of Dry Evergreen and Dry Deciduous Forests in the Sakaerat Environmental Research Station. » *Tropics* 8 (1/2): 61-80.
- Schwartz, D. 1990.** La couverture pédologique de l'Afrique centrale atlantique. In "Paysages quaternaires de l'Afrique centrale atlantique." (R. Lanfranchi, and D. Schwartz, Eds.), pp. 52-59. Orstom, Paris.
- Shuttleworth, W. J. 1988.** « Evaporation from Amazonian Rainforest ». *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences* 233 (1272) : 321 -346.
- Sobrado, M. A. 1986.** « Aspects of tissue water relations and seasonal changes of leaf water potential components of evergreen and deciduous species coexisting in tropical dry forests ». *Oecologia* 68 (3): 413-416.
- Thomas, A.. 2000.** « Climatic changes in yield index and soil water deficit trends in China ». *Agricultural and Forest Meteorology* 102 (2-3) : 71-81.
- Tomasella, J., et M. Hodnett. 2004.** Pedotransfer functions for tropical soils. *Development of Pedotransfer Functions in Soil Hydrology*, Volume 30:415-429.
- Toriyama, J., S. Ohta, M. Araki, M. Kanzaki, S. Khorn, P. Pith, S. Lim, et S. Pol. 2007.** « Comparison of soil physical properties in evergreen and deciduous forests in central Cambodia ». *Journal of Forest Research* 13 (1) : 15-24.
- Tyree, M.T., B.M.J. Engelbrecht, G. Vargas, T.A. Kursar. 2003.** « Desiccation Tolerance of Five Tropical Seedlings in Panama. Relationship to a Field Assessment of Drought Performance ». *Plant Physiology* 132 (3) : 1439 -1447.
- Veenendaal, E.M, M.D Swaine, D. Blay, N. B Yelifari, et C. E Mullins. 1996.** « Seasonal and long-term soil water regime in West African tropical forest ». *Journal of Vegetation Science* 7 (4) : 473-482.
- Verdin, J., et R. Klaver. 2002.** « Grid-cell-based crop water accounting for the famine early warning system ». *Hydrological Processes* 16 (8) : 1617-1630.
- Wagner, F., B. Hérault, C. Stahl, D. Bonal, et V. Rossi. 2011.** « Modeling water availability for trees in tropical forests ». *Agricultural and Forest Meteorology* 151 (9): 1202-1213..
- White, F. 1983.** « The vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa. » *Natural resources research* 20: 1-356.
- Williamson, G.B., W.F. Laurance, A. A. Oliveira, P. Delamonica, C. Gascon, T.E. Lovejoy, L. Pohl. 2000.** « Amazonian Tree Mortality during the 1997 El Nino Drought ». *Conservation Biology* 14 (5): 1538-1542.
- Wolter, K., et M.S. Timlin. 2011.** « El Niño/Southern Oscillation behaviour since 1871 as diagnosed in an extended multivariate ENSO index (MEIext) ». *International Journal of Climatology* 31 (7) : 1074-1087.
- Wösten, J.H.M., Y.A. Pachepsky, et W.J. Rawls. 2001.** « Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics ». *Journal of Hydrology* 251 (3-4): 123-150.